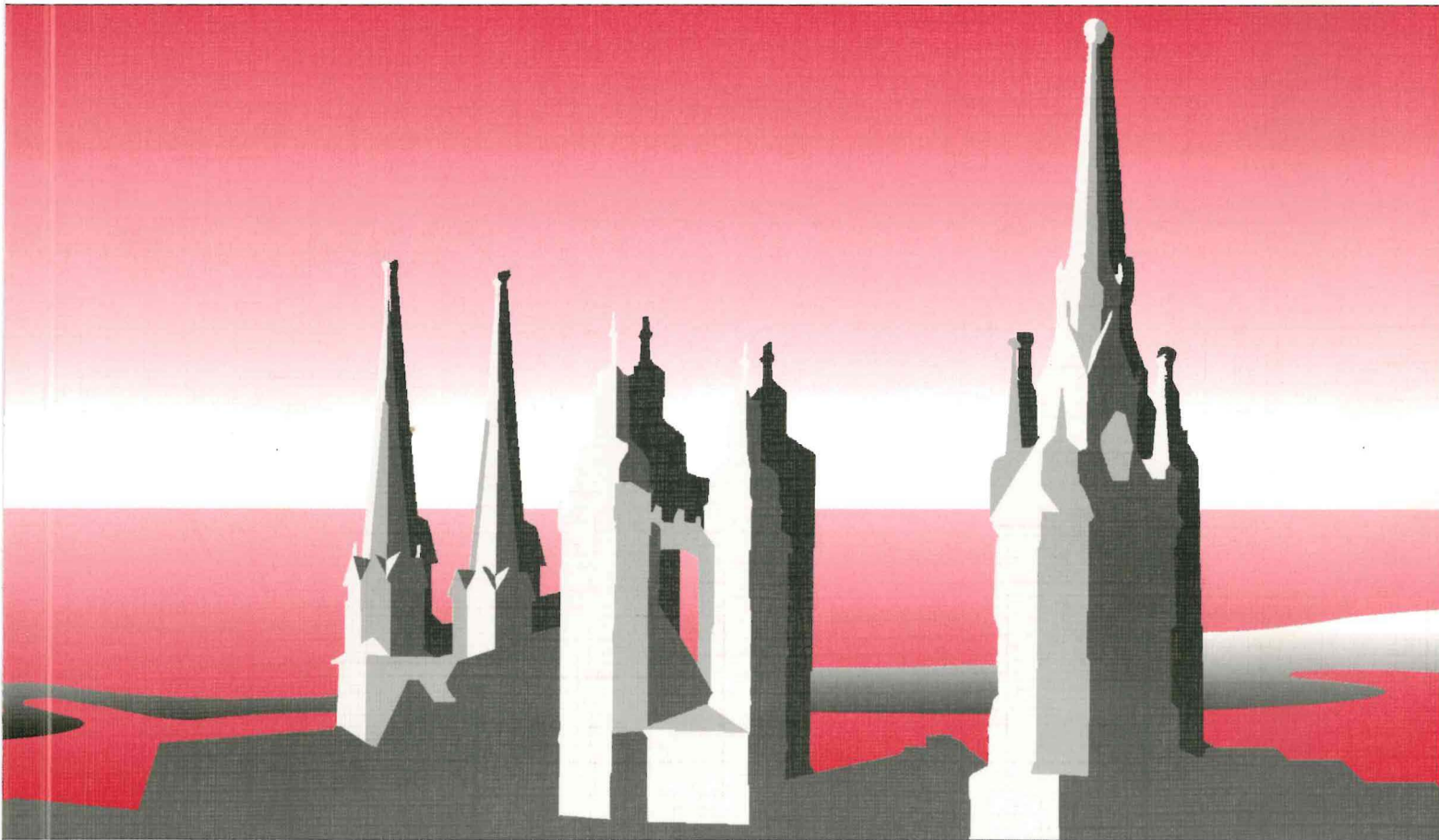


Hallesche Studien zur Geographie

Band 3



Gerd Schmidt
Umweltbelastung durch Bergbau
- Der Einfluß der Halden des Mansfelder
Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der
Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See

Die Halleschen Studien zur Geographie erscheinen in unregelmäßiger Folge.
In ihnen werden Forschungsergebnisse des Instituts für Geographie im
Fachbereich Geowissenschaften der Martin-Luther-Universität
Halle-Wittenberg veröffentlicht.

Schriftleitung: W. E. Bruno Tauché

VORWORT

Im Jahr 1894 verschwand der Salzigen See auf spektakuläre Weise. Sein Trockenfallen wurde durch die Abbautätigkeit des Mansfelder Kupferschieferbergbaus verursacht. Fast 100 Jahre danach nahm eine Arbeitsgruppe am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Frühauf Forschungsarbeiten zur Analyse und Modellierung der Stoffdynamik im Einzugsgebiet des Süßen Sees auf. In diesem Rahmen wurden auch die bergbaulich geprägte Kulturlandschaftsentwicklung und die Spezifik des Stoffhaushaltes in Bergbaugebieten als mögliche Forschungsgegenstände diskutiert. Im Ergebnis dieser Vorüberlegungen kristallisierte sich die im Rahmen der vorliegenden Dissertation bearbeitete Fragestellung heraus.

Die Danksagung an alle, die mich bei meiner Arbeit unterstützten und somit zur Fertigstellung der Dissertation 1997 beitrugen, möchte ich mit meinem Betreuer beginnen. Herr Prof. Dr. M. Frühauf überließ mir freundlicherweise das im Rahmen von Forschungsarbeiten zum Stoffeintrag und Stofftransport in den Einzugsgebieten Böse Sieben und Salzgraben herausgearbeitete Thema. Während der Bearbeitung gab er mir immer wieder die Gelegenheit, aus seinem reichen wissenschaftlichen Erfahrungsschatz zu profitieren. Für seine fachlichen Hinweise, die kritische Auseinandersetzung mit meiner Arbeit und nicht zuletzt für sein Verständnis für persönliche, den Verlauf der Bearbeitung in diesem oder jenem Fall verzögernden Umstände, möchte ich mich herzlich bedanken. Zu besonderem Dank bin ich Dr. Michael Zierdt verpflichtet. Aus den vielen Diskussionen über die Geochemie von Landschaften sowie zu laboranalytischen Fragestellungen konnte ich viele Anregungen für die Bearbeitung des Themas entnehmen. Seine freundschaftlichen Ratschläge und die stetige Ermahnung, das eigentliche Ziel nicht aus den Augen zu verlieren, waren mir eine große Hilfe.

Die Studienstiftung des Deutschen Volkes und die Deutsche Forschungsgemeinschaft schufen durch die Gewährung eines Stipendiums sowie die Finanzierung einer Qualifikationsstelle in einem Forschungsprojekt die materielle Basis zur Arbeit an der Dissertation. Dafür möchte ich mich an dieser Stelle in aller Form bedanken.

Viele Ideen entwickelten sich aus anregenden Gesprächen mit meinen ehemaligen Kollegen am Lehrstuhl für Geoökologie des Instituts für Geographie. Mein Dank hierfür und für die Unterstützung bei der redaktionellen Fertigstellung der Arbeit gilt insbesondere Martin Sauerwein und Dr. Ulrike Hardenbicker. Danken möchte ich Sebastian Dippmann für die tatkräftige Hilfe bei der Errichtung der Behelfspegel und anderer Geländearbeiten. Ihm verdanke ich auch das Wissen um die Tricks und Kniffe beim „handling“ eines PC nebst Software. Für die Unterstützung bei der zeitaufwendigen Herstellung von Karten, Zeichnungen und Skizzen bedanke ich mich recht herzlich bei Frau D. Dell und Dipl. Geogr. M. Baum. Ohne die Unterstützung durch Frau S. Kurze, Frau R. Seyffert und Dr. C. Diaby hätte ich die Vielzahl der Laboranalysen sicher nicht bewältigen können. Dafür möchte ich mich ebenfalls herzlich bedanken.

Nicht zuletzt gilt mein Dank meiner Familie, allen voran natürlich meiner Frau Jana für ihr Verständnis meiner zeitaufwendigen Tätigkeit gegenüber. Ihre Aufmunterung und Bestärkung vor allem in der letzten Phase der Bearbeitung gaben mir die Kraft, so manches Tief zu überwinden. Auch meinen Eltern und Schwiegereltern danke ich für deren Unterstützung.

Gerd Schmidt
Halle 1999

INHALT

1	Einleitung und Problemstellung	12
1.1	Landschaftsbild und Landschaftsbelastung in Bergbaugebieten	13
1.1.1	Auswirkungen der Bergbautätigkeit auf das Erscheinungsbild von Landschaften	13
1.1.2	Veränderungen des Stoffhaushaltes in Bergbaugebieten unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallbelastung	15
1.1.2.1	Quellen und Pfade der Stoffemissionen in Bergbaugebieten	15
1.1.2.2	Bergbauhalden als potentielle Schwermetallemitter	16
1.1.2.3	Potentielle Emissionspfade	16
1.2	Stoffbestand und stoffliche Belastung von Landschaften	17
1.2.1	Schwermetalle	18
1.2.1.1	Herkunft der Schwermetalle in Böden	19
1.2.1.2	Bedeutung der Böden für die Schwermetалldynamik in Landschaften	19
1.2.1.3	Schwermetalle in Gewässern	21
1.2.2	Nährstoffe und Bodenerosion	22
2	Untersuchungsziele.....	23
3	Der Untersuchungsraum	24
3.1	Lage und naturräumliche Ausstattung	24
3.1.1	Geologie, Tektonik und Morphologische Verhältnisse	24
3.1.2	Pedologische Situation	26
3.1.3	Klimatische und hydrologische Verhältnisse	28
3.1.4	Vegetation und Flächennutzung	30
3.2	Die Entstehung des Kupferschieferflözes und dessen Metallführung	32
3.3	Die Herausbildung der Haldenlandschaft des Mansfelder Kupferschieferbergbaus....	34
3.4	Besonderheiten des bergbaulich beeinflussten Kulturlandschaftswandels im Untersuchungsgebiet	37
4	Untersuchungsmethoden	39
4.1	Methodische Grundlagen und Vorgehensweise	39
4.2	Auswahl von Untersuchungsstandorten	40
4.3	Feldmethoden	41
4.3.1	Boden- und Pflanzenuntersuchungen	41
4.3.2	Untersuchungsanordnung zur Erfassung des Lösungstransports von ausgewählten Schwermetallen	42
4.3.3	Wasser- und Sedimentuntersuchungen	44
4.4	Labormethoden	44
5	Kurzcharakteristik der stofflichen Belastung von Böden und Gewässern im Untersuchungsgebiet	46
5.1	Nähr- und Feststoffbelastung der Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See	46
5.1.1	Gewässerbelastung durch Nährstoffeintrag	46
5.1.2	Schwebstoffbelastung der Fließgewässer und Verlandung des Süßen See	48
5.2	Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet Süßer See	48
5.2.1	Schwermetallgehalte in Böden und Gewässersedimenten westlich vom ausstreichenden Kupferschieferflöz	48
5.2.2	Schwermetallgehalte der Böden und Gewässersedimente östlich des Kupferschieferausstrichs	49
6	Quellen, Pfade und Senken der Schwermetallbelastung im Untersuchungsgebiet unter besonderer Berücksichtigung von Emissionen aus Bergehalden	52
6.1	Quellen der Schwermetallbelastung	52
6.1.1	Natürliche Quellen	52
6.1.2	Anthropogene Quellen	54
6.2	Der Einfluß von Bergbauhalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See	58

6.2.1	Beschreibung der Untersuchungsstandorte und pedologische Charakteristik.....	58
6.2.2	Gefährdungspotential der Bergehalden bezüglich Schwermetallemissionen	63
6.2.2.1	Eigenschaften und Stoffbestand der untersuchten Halden.....	63
6.2.2.2	Charakteristik der Emissionspfade für Schwermetalle aus Bergematerial.....	67
6.3	Lösungsaustrag von Schwermetallen aus Bergbauhalden	68
6.3.1	Prozesse der Schwermetallfreisetzung aus dem Haldenmaterial	68
6.3.2	Schwermetallgehalte im Oberflächenabfluß und Haldensickerwasser	69
6.3.3	Abhängigkeit der Schwermetallemissionen von ausgewählten Struktur- eigenschaften der Bergehalden	71
6.4	Schwermetallbelastung von Böden in der unmittelbaren Umgebung ausgewählter Bergehalden	72
6.4.1	Pedologische Charakteristik der Untersuchungsstandorte.....	72
6.4.2	Schwermetallgehalte der an die Halden angrenzenden Böden	79
6.4.2.1	Gesamtgehalte an Cu, Pb, Zn, Ni, und Cd	79
6.4.2.2	Gradienten der von Bergehalden verursachten Schwermetallbelastung der Böden und ihr räumlicher Einfluß.....	86
6.4.2.3	Ökologisch relevante Schwermetallanteile in den Böden	90
6.4.2.3.1	Leicht nachlieferbare Schwermetallanteile	91
6.4.2.3.2	Wasserlösliche Schwermetallanteile	92
6.5	Schwermetallgehalte in Pflanzen.....	93
6.6	Gehalte gelöster Schwermetalle im Oberflächenabfluß und Interflow an der Böschungsoberkante von Gewässerläufen	96
6.7	Belastung der Gewässer und ihrer Sedimente	98
6.7.1	Gelöste Schwermetallgehalte der Gewässer	98
6.7.2	Partikulär gebundene Schwermetalle im Vorflutsystem.....	100
7	Räumliche Beziehungen zwischen Bergbauentwicklung und Schwermetallbelastung	104
8	Zusammenfassung	107
9	Literatur.....	110
10	Quellen.....	117
11	Karten	117

ABBILDUNGEN

Abb. 1.1:	Maßnahmen des Bergbaus und der bergbaulichen Raumerschließung sowie deren Einfluß auf ausgewählte Elemente von Landschaften	14
Abb. 1.2:	Einflußfaktoren der Stoffemissionen von Bergbauhalden	17
Abb. 1.3:	Das Verhalten der Schwermetalle in Böden (Quelle: KUNTZE1991)	19
Abb. 1.4:	Der Einfluß pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallgehalte von Böden (Quelle: LICHTFUß 1988)	20
Abb. 1.5:	Bindungsformen von Schwermetallen in Böden (Quelle: MIEHLICH & LUX 1990)	20
Abb. 3.1:	Blockschema des Untersuchungsraumes (nach STEINER & WAGENBRETH 1989)	26
Abb. 3.2:	Räumliche Ausbreitung der Schächte der Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet Süßer See (EINBECK 1931; SCHUBERT 1953; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1996;)	36
Abb. 4.1:	Schematische Darstellung der untersuchten Quellen - Senken - Beziehungen und - Funktionen für potentielle Schwermetallemissionen aus Bergehalden im Untersuchungsgebiet	40
Abb. 4.2:	Lage der Untersuchungsstandorte im Einzugsgebiet des Süßen Sees	41
Abb. 4.3:	Schematische Darstellung der Aufnahmeanordnung	42
Abb. 4.4:	Schematische Darstellung der Auffangeinrichtung für Oberflächenabfluß und Interflow (Stoffalle)	43
Abb. 4.5:	Lage der Auffanggefäße für Haldensickerwässer.....	43
Abb. 4.6:	Schematische Darstellung des Probenahmerasters an ausgewählten Standorten der Sedimentprobenahme.....	46
Abb. 5.1:	Zonale Differenzierung der Schwermetallgehalte in Oberböden (A _h -, A _p -Horizont) im West - Ost- Profil, unter Einbeziehung von Anreicherungsfaktoren (Datenbasis: TÜV-BAYERN 1991)	50
Abb. 5.2:	Schwermetallgehalte in Böden und Sedimenten des Untersuchungsgebietes (Quelle: TÜV-BAYERN 1991; WEßLING 1992; POGGEL 1995)	51
Abb. 6.1:	Mittlere Schwermetallgehalte in Sedimenten ausgewählter Vorfluter oberhalb und unterhalb des Zechsteinausstrichs	54
Abb. 6.2:	Profildarstellung des Standortes 1 Hausbergsgrund	58
Abb. 6.3:	Profildarstellung des Standortes 2 Hüttengrundbach.....	59
Abb. 6.4:	Profildarstellung des Standortes 3	59
Abb. 6.5:	Profildarstellung des Standortes 4	60
Abb. 6.6:	Profildarstellung des Standortes 5 Ottoschächtehalde.....	60
Abb. 6.7:	Profildarstellung des Standortes 6	61
Abb. 6.8:	Profildarstellung des Standortes 7	61
Abb. 6.9:	Profildarstellung des Standortes 8	62
Abb. 6.10:	Profildarstellung des Standortes 9	63
Abb. 6.11:	Potentielle Migrationspfade für Schwermetalle aus Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus	67
Abb. 6.12:	Relative Anreicherung von Schwermetallen im Sickerwasser ausgewählter Bergehalden im Einzugsgebiet des Süßen See	70
Abb. 6.13:	Zusammenhang zwischen Vegetationsbedeckung der Halden und der Schwermetallanreicherung im Haldenwasser	71
Abb. 6.14:	Pedologische Kennwerte des Profils 1/1	72
Abb. 6.15:	Pedologische Kennwerte des Profils 2/1	73
Abb. 6.16:	Pedologische Kennwerte des Profils 3/3	74
Abb. 6.17:	Pedologische Kennwerte des Profils 4/2	74
Abb. 6.18:	Pedologische Kennwerte des Profils 5/1	75
Abb. 6.19:	Pedologische Kennwerte des Profils 6/2	76
Abb. 6.20:	Pedologische Kennwerte des Profils 7	76
Abb. 6.21:	Pedologische Kennwerte des Profils 8/4	77
Abb. 6.22:	Pedologische Kennwerte des Profils 9/2	78
Abb. 6.23:	Durchschnittliche effektive Kationenaustauschkapazität von Böden der Haldenumgebung ausgewählter Standorte (1, 5 und 8).....	79
Abb. 6.24:	Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 1.....	80

Abb. 6.25:	Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 2.....	81
Abb. 6.26:	Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 3.....	81
Abb. 6.27:	Schwermetallgehalte der Böden von Standort 4.....	82
Abb. 6.28:	Schwermetallgehalte der Böden von Standort 5.....	82
Abb. 6.29:	Schwermetallgehalte der Böden von Standort 6.....	83
Abb. 6.30:	Schwermetallgehalte des Bodens an Standort 7	84
Abb. 6.31:	Schwermetallgehalte der Böden von Standort 8.....	84
Abb. 6.32:	Schwermetallgehalte der Böden von Standort 9.....	85
Abb. 6.33:	Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 1	86
Abb. 6.34:	Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 5.....	87
Abb. 6.35:	Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 8.....	88
Abb. 6.36:	Standort- und elementspezifische Belastungskoeffizienten der Böden am Standort 1	89
Abb. 6.37:	Standort- und elementspezifische Belastungskoeffizienten der Böden am Standort 5	89
Abb. 6.38:	Metallverteilungsmuster in den Böden am Standort 1	90
Abb. 6.39:	Durchschnittliche NH_4Cl - verfügbare Schwermetallgehalte der Böden an den Standorten 1 bis 9 in mg/kg	91
Abb. 6.40:	Relativer Anteil von NH_4Cl -verfügbaren Schwermetallen am Gesamtgehalt im Boden (n = 100)	92
Abb. 6.41:	Mittlere wasserlösliche Schwermetallgehalte der Böden an den Standorten 1 bis 9 in mg/kg	92
Abb. 6.42:	Relativer Anteil von wasserlöslichen Schwermetallen am Gesamtgehalt im Boden (n = 100).....	93
Abb. 6.43:	Leicht nachlieferbare Schwermetallanteile (in %) im Oberboden (0 - 30 cm) von Standort 1	94
Abb. 6.44:	Schwermetallgehalte im Laub von Bergahorn (30 - 50jähriger Bestand) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1	94
Abb. 6.45:	Schwermetallgehalte im Laub von Rotbuche (30 - 50jähriger Bestand) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1	94
Abb. 6.46:	Schwermetallgehalte im Laub von Bergahorn (Jungpflanzen) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1	95
Abb. 6.47:	Schwermetallgehalte im Laub von Rotbuche (Jungpflanzen) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1	95
Abb. 6.48:	Zusammenhang zwischen der Emission gelöster Schwermetalle aus den Bergehalden und dem Eintrag in die Gewässer.....	98
Abb. 6.49:	Probenahmestandorte zur Schwermetalluntersuchung von Sedimenten des Salzgrabens	100
Abb. 6.50:	Probenahmestandorte zur Schwermetalluntersuchung von Bachsedimenten in Böser Sieben und Wolferöder Graben	101
Abb. 7.1:	Schwermetallanreicherung im Oberboden der Untersuchungsstationen an den Bergehalden	104
Abb. 7.2:	Zonale Gliederung der Schwermetallbelastung von Bachsedimenten des Dippelsbaches und der Bösen Sieben (POGGEL 1995)	104
Abb. 7.3:	Schwermetallbelastungsprofil für das Einzugsgebiet der Bösen Sieben von der westlichen Wasserscheide zum Süßen See	105

KARTEN

Karte 1:	Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes.....	27
Karte 2:	Teilgebiete des Einzugsgebietes Süßer See	31
Karte 3:	Flächennutzung im Einzugsgebiet des Süßen Sees	33
Karte 4:	Verteilung der Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet Süßer See.....	53

TABELLEN

Tab. 1.1:	Potentielle Transportpfade für Schwermetalle aus Bergbauhalden.....	17
Tab. 1.2:	Durchschnittliche Gehalte (in mg/kg) ausgewählter Spurenelementgehalte von Fest- und Lockergesteinen (Quelle: FIEDLER & RÖSLER 1988; FLEIGE & HINDEL 1991).....	18
Tab. 3.1:	Stratigraphie des Zechsteins in der Mansfelder Mulde (JANKOWSKI 1995).....	25
Tab. 3.2:	Mittlere Jahresmengen des Niederschlags ausgewählter Meßstellen im Untersuchungsgebiet; Reihe 1901 - 1950 und Reihe 1961 - 1990 (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST d. DDR 1961; PFÜTZNER 1994)	29
Tab. 3.3:	Extremwerte der Niederschlagsmengen an den Stationen Eisleben und Schraplau; Reihe 1901 - 1950 (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST d. DDR 1961).	29
Tab. 3.4:	Stratigraphische Gliederung des Kupferschiefers und Kenndaten für den Abbau (KNITZSCHKE 1966; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995).....	32
Tab. 3.5:	Durchschnittliche Hauptmetall- und Spurenelementführung des Kupferschiefers sowie seines unmittelbaren Liegenden und Hängenden im Mansfelder Lagerstättenrevier (Quelle: CISSARZ 1930b, KNITZSCHKE 1961; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995).....	34
Tab. 3.6:	Charakterisierung der Halden einzelner Abbauperioden (Quelle: EINBECK 1931; SCHUBERT 1953/54; HENTSCHEL 1977; JANKOWSKI 1995).....	35
Tab. 3.7:	Charakteristische klimatische und hydrologische Daten für die Einzugsgebiete Weida und Süßer See; Reihe 1960 - 1993 (METEOROLOGISCHER DIENST d. DDR 1980; STAU 1993; THOMAS 1980)	37
Tab. 3.8:	Einwohnerdichte der Einzugsgebiete Süßer See und Weida im Jahr 1973 (Ortslexikon der DDR 1974).....	38
Tab. 3.9:	Durchschnittliche Schwermetallgehalte der Oberböden (0 - 30 cm) in den Einzugsgebieten Weida und Süßer See (TÜV-BAYERN 1991).....	38
Tab. 4.1:	Potentielle Quellen der Schwermetallbelastung von Böden und Gewässern im Untersuchungsgebiet	39
Tab. 4.2:	Ausgewählte Untersuchungsstandorte	41
Tab. 5.1:	Geogene Hintergrundgehalte für Löß, mittlere Oberbodengehalte ($A_{h,p}$ -Horizont) und Anreicherungsfaktoren für Schwermetalle in Oberböden (0 - 30 cm) westlich des Kupferschieferausstrichs (;STOYE 1975; FIEDLER & RÖSLER 1988; FLEIGE & HINDEL 1991; TÜV-BAYERN 1991; FELDHAUS, GUTTECK & SCHRÖDER 1997)	48
Tab. 5.2:	Mittlere Schwermetallgehalte in Bachsedimenten westlich des Kupferschieferausstrichs (Quelle: POGGEL 1995).....	49
Tab.: 5.3:	Mittlere Schwermetallgehalte von Oberböden und Schwermetallanreicherungsfaktoren östlich des Kupferschieferausstrichs (Quelle TÜV-BAYERN 1991)	49
Tab. 5.4:	Mittlere Schwermetallgehalte und Anreicherungsfaktoren im Gewässersediment von Dippelsbach und Böser Sieben östlich des Kupferschieferausstrichs.....	50
Tab. 6.1:	Schwermetallgehalte im Bachsediment des Dippelsbachs oberhalb und unterhalb des Zechsteinausstrichs (POGGEL 1995)	52
Tab. 6.2:	Schwermetallgehalte in einem Bodenprofil im Ausstrichsbereich des Kupferschiefers westlich von Ahlsdorf (LORENZ 1996).....	52
Tab. 6.3:	Ausgewählte Inhaltsstoffe der Wässer des Froschmühlenstollens (SPILKER 1996) ...	55
Tab. 6.4:	Bleiemissionen durch ungereinigte Abgase beim Schmelzen und Brennen von Kupferschiefer im Zeitraum zwischen 1200 und 1910 (LORENZ 1994)	55
Tab. 6.5:	Ausgewählte Elemente/Verbindungen im Stoffbestand des Theisenschlammes und Gesamtmengen in den Deponien (ASG 1994;LORENZ 1994, STEINKAMM 1994)	56
Tab. 6.6:	Metallanreicherung im Theisenschlamm als Indikator für Emissionen über den Luftpfad (KNITZSCHKE 1995; LORENZ 1994)	56
Tab. 6.7:	Stoffbestand des Wassers im Stadtborn bei Hergisdorf (SCHRECK 1996)	56
Tab. 6.8:	Einleitung von gelöstem Kupfer und Blei aus der Kläranlage Helbra in den Wilden Graben im Zeitraum zwischen 1992 - 1994 (Stau 1993 - 1995)	57
Tab. 6.9:	Strukturparameter der untersuchten Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet des Süßen Sees.....	65
Tab. 6.10:	Mittlere Metallgehalte in Berge und Ausschlägen ausgewählter Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaureviers (Quelle: ZUMANN & KELM 1993)	66

Tab. 6.11:	Mittlere Schwermetallgehalte im Freiland- und Bestandsniederschlag des Untersuchungsgebietes (KLINGER 1996)	69
Tab. 6.12:	Kupfergehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungs-faktoren gegenüber dem Niederschlagswasser	69
Tab. 6.13:	Bleigehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungs-faktoren gegenüber dem Niederschlagswasser	70
Tab. 6.14:	Zinkgehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungs-faktoren gegenüber dem Niederschlagswasser	70
Tab. 6.15:	Durchschnittliche Schwermetallgehalte in den ausgewiesenen Bergbauzonen (TÜV-BAYERN 1991)	88
Tab. 6.16:	Kupfergehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich terrestrisches - aquatisches System	96
Tab. 6.17:	Bleigehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich terrestrisches - aquatisches System	97
Tab. 6.18:	Zinkgehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich terrestrisches - aquatisches System	97
Tab. 6.19:	Mittlere Abflußmengen MQ in l/s und Jahresabfluß 1994/95 an ausgewählten Meßstellen im Untersuchungsgebiet (eigene Erhebung; STAU 1996a)	99
Tab. 6.20:	Mittlere Lösungskonzentrationen an Schwermetallen im Wasser der Vorfluter zum Süßen See - Meßreihe 1994/95	99
Tab. 6.21:	Mittlere Lösungskonzentrationen an Kupfer in ausgewählten Vorflutern oberhalb des Zechsteinausstrichs - Meßreihe 1994/95	99
Tab. 6.22:	Schwermetallgehalte im Sediment des Süßen See - Entnahmestelle im Beckentiefsten (Quelle: WALTHER 1996)	102

1 Einleitung und Problemstellung

Die Gewinnung von mineralischen und Energierohstoffen durch Bergbau zählt zu den ältesten menschlichen Wirtschaftsformen. So sind zum Beispiel neolithische Feuersteinbergwerke aus Belgien, den Niederlanden und England bekannt (MEYER 1986). Stollen und Schächte auf dem Sinai legen heute noch Zeugnis von der Kupfergewinnung durch Ägypter um 1600 v. Chr. ab (MEYER 1986). Infolge der Weiterentwicklung von Fördertechniken und des steigenden Rohstoffbedarfs erreichte der Bergbau geologische Größenordnungen. Der Mensch entwickelte sich zum geologischen Faktor (MEYER & WIGGERING 1991). Bergbauliche Landschaftsveränderungen sind zumeist vielgestaltig. Sie tragen in Abhängigkeit vom zu gewinnenden Rohstoff (Kohle, Salz, Erze) sowie der Art der bergbaulichen Tätigkeit (Abbau unter Tage, Tagebau) charakteristische Züge. Unmittelbare und mittelbare bergbauliche Einflüsse auf Landschaften führen oft zu deren totalen Überprägung, was sich am deutlichsten in der Veränderung des morphologischen Formenschatzes der betreffenden Landschaften zeigt. Es entstehen für den Bergbau typische Kulturlandschaften - Bergbau-, oder Bergbaufolgelandschaften (LESER et al. 1991). Die alten Erzbergbaureviere im Bereich der deutschen Mittelgebirge und ihrer Vorländer, sind als solche intensiv anthropogen überprägte Landschaften heute noch zu erkennen. Es handelt sich dabei ausschließlich um historische Bergbaureviere, die keiner aktuellen bergbaulichen Nutzung im Sinne einer Rohstoffgewinnung unterliegen. Eine Vielzahl von Schächten, Hütten, Hämmern, Pochwerken und Halden zeugen von der ehemaligen, meist sehr intensiven Bergbautätigkeit im Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald, Oberbergischen Kreis, Erzgebirge, Mansfelder Land usw. (SCHNEIDER 1982, WAGENBRETH 1990; KISTEMANN 1991; GOLDENBERG 1993, MEISER 1993, PLANCK 1993, JANKOWSKI 1995). Die in Art, Intensität und Dauer der unterschiedlichen bergbaubedingten Eingriffe in die Landschaftsstrukturen bzw. den Landschaftshaushalt bewirken neben den morphologischen Veränderungen vor allem eine Beeinflussung des landschaftlichen Stoffhaushaltes. In diesem Zusammenhang spielt die Emission von Schwermetallen aus unterschiedlichsten Quellen, ihr Transfer über unterschiedliche Pfade und ihre Ablagerung in verschiedenartigen Senken eine wesentliche Rolle. Aus diesen bergbaulich bedingten Schwermetallemissionen resultieren nicht nur die aktuellen Belastungszustände einzelner Landschaftskompartimente, sondern durch die Akkumulation in bestimmten Senken können neue Belastungsquellen entstehen. Hierbei kommt der Schwermetallkontamination von Böden und Gewässern eine besondere Bedeutung zu. Aus heutiger Sicht besteht die potentielle Umweltgefährdung in Altbergbaugebieten vor allem in möglichen, unkontrollierten Emissionen umweltgefährdender Stoffe aus Bergbaualtlasten.

Die vorliegende Arbeit beinhaltet die Untersuchung der bergbaulich bedingten Veränderungen im Landschaftsbild und Stoffhaushalt von Bergbaugebieten am Beispiel des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet des Süßen See (Sachsen-Anhalt). Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen richtet sich auf den Zusammenhang zwischen Bergbauentwicklung und Schwermetallbelastung ausgewählter Umweltmedien (Boden, Wasser, Sedimente) unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallemissionen aus Altbergbauhalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. Die Beziehung zwischen Haldenverteilung als Indikator der räumlichen Bergbauentwicklung und lokalen Schwermetallverteilungsmustern sowie die Betrachtung des Einflusses der chemisch - physikalisch - biologischen Landschaftsausstattung auf die Dynamik von Schwermetallen bilden die inhaltlichen Schwerpunkte dieser Arbeit. Berücksichtigung finden jedoch auch Einflüsse auf den Stoffhaushalt des Untersuchungsgebietes, welche nicht im unmittelbaren Zusammenhang mit der Bergbautätigkeit stehen, sondern aus der Verarbeitung des Kupferschiefers und der bergbaulichen Raumerschließung resultieren und somit in die Gesamtcharakteristik der Landschaftsbelastung mit einbezogen werden müssen. Prozesse wie Nährstoffeintrag in Gewässer, Bodenerosion, Eutrophierung und zunehmende Landschaftsversauerung können zu kumulativen Wirkungen auf das Ökosystem führen.

1.1 Landschaftsbild und Landschaftsbelastung in Bergbaugebieten

1.1.1 Auswirkungen der Bergbautätigkeit auf das Erscheinungsbild von Landschaften

Die Erschließung und Ausbeutung von Rohstofflagerstätten zieht massive Veränderungen sowohl im Erscheinungsbild als auch im Stoffhaushalt ganzer Landschaften nach sich (SCHNEIDER 1982; WAGENBRETH 1990, 1996; GOLDENBERG 1993). Durch Bergbau sind vor allem seit dem Mittelalter zum Teil einzigartige, für die Förderung des jeweiligen Rohstoffs (Kohle, Salz, Erz) charakteristische Kulturlandschaften entstanden. Die Einflüsse des Bergbaus auf den Stoffhaushalt von Landschaften sind sehr unterschiedlich und stehen vor allem im Zusammenhang mit der Art, Intensität und Dauer der bergbaulichen Tätigkeit. Neben den unmittelbaren Einflüssen zieht der Bergbau (Abb. 1.1) mittelbare Veränderungen im Stoffhaushalt von Landschaften infolge Rohstoffverarbeitung und bergbaulicher Raumerschließung nach sich (LAMPING 1983, 1985; MEYER 1986; MEYER & WIGGERING 1991). In Abhängigkeit von den jeweiligen Kausalbeziehungen zwischen Bergbau und Landschaftsveränderung können bergbauliche Einflüsse wie folgt gegliedert werden:

- **primäre Einflüsse** - stehen in direktem Zusammenhang mit der Erkundung, Erschließung und Ausbeutung einer Lagerstätte;
- **sekundäre Einflüsse** - resultieren aus der Aufbereitung und Verarbeitung der gewonnenen Rohstoffe;
- **tertiäre Einflüsse** - entstehen aus den Folgen der bergbaulichen Raumerschließung (Inwertsetzung) wie Besiedlung, Verkehrserschließung usw..

Als vorrangige (primäre) Beeinflussung der Landschaft sind die durch Rohstoffgewinnung initiierten Massenverlagerungen und der damit verbundene Flächenverbrauch anzusehen, welche im industriellen Zeitalter geologische Größenordnungen erreicht haben (MEYER 1986). Infolge dieser Massenverlagerungen entstanden großräumige Hohlformen an der Erdoberfläche (Braunkohletagebaue) oder im Untergrund (Salzbergbau, Steinkohlenbergbau). Nach BAXMANN (1996) müssen im Niederlausitzer Braunkohlenbergbau für die Gewinnung von 1 Mill. t Rohbraunkohle ca. 10 ha Fläche bis zu 100 m tief abgegraben werden, was einem Volumenverlust von 10 Mill. m³ entspricht. MEYER & WIGGERING (1991) beziffern die Weltförderleistung an mineralischen und Energierohstoffen für 1983 auf ca. 20,5 Mrd. t, die Förderung von Nebengestein nicht mit einbezogen. Die Fördermenge an nutzbaren Rohstoffen beträgt somit rund 12 Mill. km³, was einer Größenordnung der von allen Flüssen der Erde ins Meer transportierten Sedimentfracht entspricht. Die Massenverlagerungen des in Mitteldeutschland in den vergangenen 150 Jahren industriell betriebenen Braunkohlenbergbaus beschreibt HILDMANN (1996) mit 20 Mrd. m³ Abraumbewegung, 20 Mrd. m³ Wasserhebung und 8 Mrd. m³ Kohleförderung.

Andererseits wurden und werden durch die Aufhaldung des im zunehmenden Maße anfallenden tauben Deck- und Nebengesteins Vollformen (Halden) geschaffen, welche als anthropogene Reliefelemente ganze Landschaften prägen. Im Gebiet des Steinkohlenbergbaus an der Ruhr entfallen derzeit 47 % der Rohförderung auf Bergematerial. Für das Jahr 1989 bedeutete das bei einer Förderung von 55 Mill. t Steinkohle einen Anfall von 50 Mill. t Berge, wovon rund 36 Mill. t auf Halde genommen werden mußten (SCHULZ & WIGGERING 1991). Noch lange nach Beendigung der Bergbauaktivitäten, nachdem Schachtanlagen und rohstoffverarbeitende Einrichtungen abgetragen oder anderen Bestimmungen übergeben wurden, die zur Energieerzeugung und Bauholzgewinnung gerodeten Wälder wieder aufgeforstet oder landwirtschaftlich genutzt wurden, legen die Aufhaldungen von Abraum als augenfällige, die Landschaft vordergründig prägende Merkmale, Zeugnis von der ehemaligen Bergbautätigkeit ab. Eine weitere Folge unmittelbarer bergbaulicher Tätigkeit entsteht durch die Eingriffe des Bergbaus in das hydrologische Regime von Landschaften. Beim Rohstoffabbau werden Grundwasserleiter zerstört (BAXMANN 1996). Bergbauliche Wasserhaltung bewirkt großräumige Grundwasserabsenkungen (Braunkohle), die Verlegung von Oberflächengewässern sowie die Kontamination von Gewässern durch Einleitung von Nährstoffen, Schadstoffen und Salzen. Stoffliche Emissionen des unmittelbaren Bergbaus entstehen zum Beispiel durch Staub- und Sandabwehungen aus Tagebauen (BAXMANN 1996). Nicht zu vernachlässigen sind außerdem die Lärmemissionen, die von Gewinnungs- und Fördergeräten abgegeben werden. Aufbereitung und Verarbeitung von Rohstoffen, Transport und Abfallbeseitigung führen als sekundäre Faktoren ebenfalls zur Beeinflussung des Stoffhaushaltes und Erscheinungsbildes bergbaulich genutzter Landschaften. Der Aufbau von Verarbeitungsanlagen hat erstens einen Flächenverbrauch

zur Folge. Zweitens können diese Bauwerke das Erscheinungsbild entsprechender Landschaften dominieren (Schornsteine). In Emissionen aus Produktions- und Verarbeitungsanlagen sowie deponierten Abbau- und Produktionsrückständen ist eine Gefährdung für Umweltmedien (Boden, Wasser, Luft) hinsichtlich stofflicher Kontaminationen zu sehen, die sowohl räumlich als auch in ihrer Intensität noch weit über die eigentliche Gewinnung und Verarbeitung der Rohstoffe hinaus reicht. Infolge bergbaulicher Raumerschließung entsteht eine Vielzahl weiterer Quellen stofflicher Emissionen in Landschaften, deren Zusammenhang zum Bergbau nur mittelbar ist (tertiäre Einflußfaktoren). Durch die Ansiedlung von Arbeitskräften zum Abbau und zur Verarbeitung der Rohstoffe kommt es zum Beispiel zu weiterem Flächenverbrauch, einer verstärkten Einleitung kommunaler Abwässer in das Gewässersystem, einer Steigerung des Hausmüllaufkommens oder verstärkter Stoffemissionen durch Hausbrand. Außerdem werden durch den Aufbau von infrastrukturellen Einrichtungen zusätzliche Quellen stofflicher Belastung (Straßenverkehr) für Böden, Luft und Gewässer geschaffen. Im Zuge bergbaulicher Inwertsetzung und stärkerer Besiedlung eines Gebietes, erfolgt oft eine landwirtschaftliche Erschließung oder die Intensivierung der Agrarproduktion in bereits landwirtschaftlich genutzten Gebieten, woraus eine weitere Veränderung des Landschaftsbildes sowie die Erhöhung der Anzahl an Quellen stofflicher Emissionen resultiert (LAMPING 1985).

Durch Nutzungskonkurrenz, die zum Beispiel aus dem räumlichen Zusammentreffen von Bergbau und Landwirtschaft resultiert, kommt es zu Überlagerungen von Einflüssen auf die jeweilige Landschaft (Abb.1.1). Dabei werden die Wirkungen einzelner Belastungen auf diese Landschaften in Abhängigkeit ihrer Art verstärkt oder abgeschwächt. Am augenscheinlichsten und für das menschliche Empfinden am nachhaltigsten wirkt sich Bergbautätigkeit durch die o.a. abbaubedingten Massenverlagerungen in der Landschaft aus. Dies wird vielfach durch die Aufhaldung von den bei der Rohstoffgewinnung mitgeförderten und nicht verwertbaren Anteilen an Boden und Gestein (Abraum) dokumentiert. Abraumhalden stellen neben Förder- und Produktionsanlagen die charakteristischen Merkmale von Bergbaugebieten dar (MEYER 1986; MEYER & WIGGERING 1991; SCHULZ & WIGGERING 1991). Demgegenüber stehen als latente Auswirkungen der Bergbautätigkeit die bergbauspezifischen stofflichen Emissionen. Außerdem prägen auch all die stofflichen Emissionen den Stoffhaushalt von Landschaften, welche nicht in direktem Zusammenhang mit dem Bergbau stehen, sondern aus den Folgen der bergbaulichen Raumerschließung resultieren.

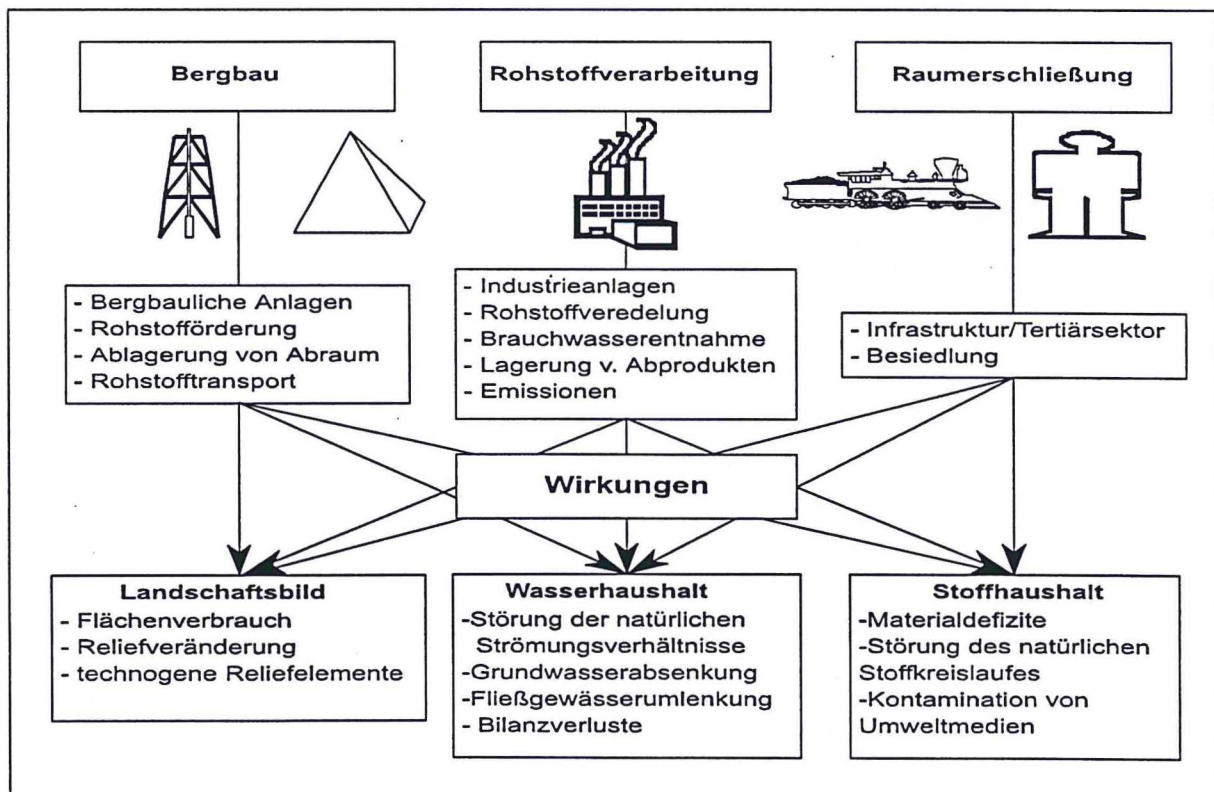


Abb. 1.1: Maßnahmen des Bergbaus und der bergbaulichen Raumerschließung sowie deren Einfluß auf ausgewählte Elemente von Landschaften

1.1.2 Veränderungen des Stoffhaushaltes in Bergbaugebieten unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetallbelastung

1.1.2.1 Quellen und Pfade der Stoffemissionen in Bergbaugebieten

Die Quantität und Qualität der Stoffemissionen durch **Bergbau** stehen in direktem Zusammenhang mit der stofflichen Struktur der ausgebeuteten Rohstoffe und seinen Begleitmaterialien. Dabei können in Abhängigkeit von ihren Quellen primäre, sekundäre und tertiäre Stoffemissionen voneinander unterschieden werden. Unter primären Emissionen sind die Stoffausträge zu verstehen, die infolge der Rohstoffgewinnung entstehen. Sekundäre Emissionen entstehen durch Ablagerung gewonnener Materialien (Abraum) und verlaufen auch noch lange nach der Einstellung des eigentlichen Bergbaus. Als tertiär sind wiederum die Stoffemissionen zu betrachten, die nicht im unmittelbaren Zusammenhang mit dem Bergbau oder der Verarbeitung der jeweils gewonnenen Rohstoffe stehen. Dominierende Emissionen des **Kalibergbaus** resultieren zumeist aus der Einleitung von Salzlaugen in Oberflächengewässer oder deren Verpressung in den Untergrund. Die Emissionen aus Feststoffablagerungen des **Kalibergbaus** sind im Vergleich dazu als relativ umweltverträglich einzustufen (LÜTTIG 1992). Die Art der stofflichen Emissionen wird dabei durch die chemische Zusammensetzung der Kali- und Steinsalze, Gips und Anhydrit, Magnesiumchlorid sowie andere Kali - Nebengesteine bestimmt. SCHÖPEL & THEIN (1991) beschreiben eine Abhängigkeit der Emissionen aus Halden des **Steinkohlenbergbaus** im Ruhrgebiet von der Stärke der Verwitterung des aufgehaldeten Materials. Danach werden in einer ersten Verwitterungsphase leicht lösliche Salze ausgelaugt. Mit zunehmender Verwitterungsintensität kommt es zur Freisetzung von Sulfat, Hydrogenkarbonat und den dazugehörigen Alkalien und Erdalkalien. Die einer dritten Verwitterungsphase zugeordneten starken Versauerungsprozesse im Haldenmaterial können zu einer Freisetzung von Schwermetallen führen. Die stofflichen Belastungen in **Braunkohlenbergbaurevieren** haben vor allem ihre Ursachen in der Staub-, Sand- und Kohlenstaubverwehung bei der Förderung in Tagebauen, von Halden oder beim Transport von Kohle und Berge (BAXMANN 1996). Bergbauliche Wasserhaltung führt meist zu hydrochemischen Veränderungen des Grundwassers.

Für den **Erzbergbau** sind, in Abhängigkeit von der Metallführung der geförderten Materialien und der technologischen Entwicklung, unterschiedliche **Schwermetallemissionen** charakteristisch. Die **primären** Stoffemissionen (durch den eigentlichen Bergbau verursacht) entstehen zuerst durch das Herauslösen von Rohstoffen und Nebengestein aus dem Gesteinsverbund und der Zerkleinerung vor Ort (Sprengen). So können Stoffe unmittelbar auf dem Wasserpfad, das heißt mittels bergbaulicher Wasserhaltung, von ihrem Entstehungsort abtransportiert werden. Entwässerungstollen im Erzbergbau bilden dann die wesentlichen Transportbahnen, auf denen je nach Lagerstättentyp vorwiegend **Schwermetalle** gelöst, in Suspension oder als Salze transportiert werden. In geringem Maße können Schwermetallemissionen auch durch Transportverluste vom Abbaug Gebiet zum Verarbeitungsbetrieb entstehen, sind aber im Gesamtbild der Emissionen zu vernachlässigen. **Sekundäre** Stoffemissionen des Erzbergbaus sind im Zusammenhang mit der Verhüttung der gewonnenen Erze und der Metallverarbeitung zu sehen. Aufgrund der Konzentration der meist flächenhaft gewonnenen Erze auf wenige Verarbeitungsstandorte und die intensiven, vor allem durch thermische Einflüsse hervorgerufenen physikalischen und chemischen Stoffumwandlungen, kommt den Emissionen aus den Aufbereitungsprozessen über den Luftpfad sowohl in qualitativer als auch in quantitativer Hinsicht die größte Bedeutung zu. Neben diesen direkt durch den Produktionsprozeß bedingten Emissionen resultieren sekundäre Stoffbelastungen auch aus Emissionen abgelagerter Produktionsrückstände (Hochofenschlacken, Schlämme der Gichtgaswäsche usw.) Als **tertiäre** Quellen der Schwermetallbelastung in Bergbaugebieten sind vor allem Siedlungen (kommunale Abwässer, Hausbrand), Handwerk, andere bergbauunabhängige Industriezweige (Abwässer, Staub, Rauchgase), Straßenverkehr und Landwirtschaft (Düngung, Erosion) von Bedeutung. Des weiteren verursachen Nährstoffeinträge, bedingt durch die Einleitung kommunaler Abwässer und diffuse Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen, die Eutrophierung der Oberflächengewässer. Der intensive Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden bewirkt außerdem eine Belastung des Grundwassers mit diesen Substanzen.

1.1.2.2 Bergbauhalden als potentielle Schwermetallemissionen

Trotz der teilweise schon Jahrzehnte zurückliegenden Beendigung der aktiven Bergbautätigkeit, muß immer noch mit aktuellen Schwermetallemissionen aus Bergbaurelikten gerechnet werden (SCHNEIDER 1982; HARRES, HÖLLWARTH & SEUFFERT 1987; SIEGHARDT 1987; MATSCHULLAT, NIEHOFF & PÖRTGE 1991; SCHMIDT, ZIERDT & FRÜHAUF 1992; ZUMBROICH, HERWEG & MÜLLER 1994; GRYSCHKO et al. 1995). Heute sind Bergbauhalden oftmals als einzige Relikte in Landschaften mit ehemaliger bergbaulicher Nutzung erhalten. Aufgrund ihrer morphologischen Erscheinung werden Halden oftmals als „Fremdkörper“ in ihrer Umgebung betrachtet. Der Einfluß von Bergbauhalden auf die sie umgebende Landschaft ist aber nicht ausschließlich morphologischer Natur. In Abhängigkeit der von der Art des Bergbaus bestimmten Materialzusammensetzung können sie unterschiedliche Veränderungen für den Stoffhaushalt ganzer Landschaften bewirken.

MEYER & WIGGERING (1991) beschreiben eine Abhängigkeit des von Bergbauhalden ausgehenden ökologischen Gefährdungspotentials von folgenden Faktoren:

- Umfang der verlagerten Gesteinsmassen;
- Anzahl der betroffenen Landschaftsfaktoren und Nutzungspotentiale;
- Unterschiede im Chemismus der geförderten Rohstoffe und den geochemischen Bedingungen an der Erdoberfläche.

Die Einflüsse auf ihre Umgebung sind sehr vielgestaltig und können sich sowohl „negativ“ als auch „positiv“ auswirken. So können Bergbauhalden zum Eintrag von Schadstoffen in Böden, Grund- und Oberflächenwässer oder deren Versauerung beitragen, als Hindernis im Windfeld mikro- und mesoklimatische Veränderungen bewirken, aber auch Entwicklungsräume für seltene Floren- und Faunenelemente bieten (SCHUBERT 1953/54; WAGENBRETH 1973; SCHNEIDER 1982; MÜLLER, ZUMBROICH & HERWEG 1992; GOLDENBERG 1993; SCHMIDT 1993b; ORTLIEB 1994).

Beim Abbau von Erzlagerstätten fallen je nach geologischer Situation, technologischer Entwicklung des Bergbaus und der Metallverhüttung neben den geförderten Erzen unterschiedlich große Mengen wirtschaftlich nicht verwertbaren Materials (Abraum, Berge) an. Mit der Deponierung an der Erdoberfläche werden die Bergematerialien anderen Milieubedingungen und somit vor allem der Verwitterung ausgesetzt. Die unterschiedlichen Prozesse von physikalischer, chemischer und später auch biologischer Verwitterung bewirken eine Zerstörung der Mineralstruktur der Gesteine, wie sie von Initialstadien der Bodenbildung bekannt ist. Besonders hervorzuheben ist im Zusammenhang mit den stofflichen Veränderungen die Bedeutung von Erzbergbauhalden als Schwermetallemissionsquelle für die Böden, Gewässer, Sedimente und Pflanzen in ihrer unmittelbaren Umgebung (SCHNEIDER 1982; HARRES, HÖLLWARTH & SEUFFERT 1987; SIEGHARDT 1987; MÜLLER, ZUMBROICH & HERWEG 1992; SCHMIDT 1995). Ob die Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als rezente Quellen der Schwermetallbelastung für die Umweltmedien in der Region fungieren, ist ein bisher offenes Problem.

1.1.2.3 Potentielle Emissionspfade

Die Art und Intensität der stofflichen Emissionen von Bergbauhalden wird durch zwei Gruppen von Einflußfaktoren bestimmt (Abb.1.2). Dabei sind unter **endogenen** Faktoren die Struktureigenschaften der Halden, wie stoffliche Zusammensetzung, Größe, Form und Alter zu verstehen. Klimatische Parameter, die Nutzung der Haldenoberfläche und deren Vegetationsbedeckung gehören der Gruppe der **exogenen** Faktoren an.

WIGGERING & KERTH (1991) stellen nach Untersuchungen an Bergehalden des Steinkohlenbergbaus fest, daß durch physikalische Verwitterung ein „zügiger mechanischer Zerfall“ des Bergematerials vonstatten geht. Andererseits weisen jedoch Halden, welche über mehrere Jahrzehnte verwittert sind, oftmals nur geringe Feinstanteile auf. Hierfür können zwei Mechanismen verantwortlich sein. Zum Einen ist aufgrund der unregelmäßigen Lagerung der aufgehaldeten Berge und daraus resultierenden großen Poren mit der Abspülung von Feinmaterial durch Niederschlagswasser in das Haldeninnere und zum Anderen, je nach Korngröße und Windstärke, auch mit Deflation zu rechnen.

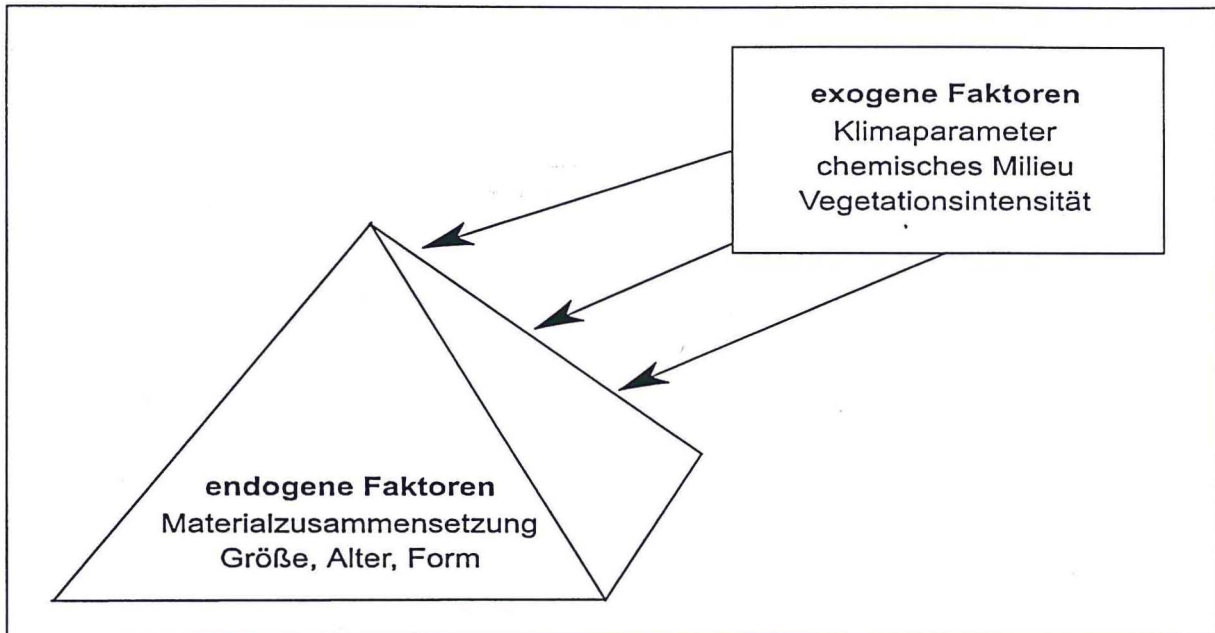


Abb. 1.2: Einflußfaktoren der Stoffemissionen von Bergbauhalden

HARRES, HÖLLWARTH & SEUFFERT (1987) definieren nach Untersuchungen in einem Altbergbaugbiet in Südsardinien die Wasser- und Winderosion suspendierter Schwermetalle vom Haldenkörper als wesentliche Transportpfade. Aus dem Bergischen Blei - Zink - Erzbezirk sind Elution und ebenfalls Abschwemmung als Transportpfade bekannt (MÜLLER, ZUMBROICH & HERWEG 1992). SCHNEIDER (1982) beschreibt eine Gefährdung der Umwelt durch Bergehalden in Form von Emission schwermetallbelasteter Stäube im ehemaligen Revier Stolberg (Rheinland) über den Luftpfad. Weiterhin muß in Betracht gezogen werden, daß ein großer Teil von Bergbauhalden in landwirtschaftlich genutzten Gebieten aufgeschüttet wurde. Oftmals existierten keine Schutzstreifen um die Halden, so daß mit der Bodenbearbeitung auch von den Halden verstürztes Material in Böden eingearbeitet werden konnte (VOGEL 1976). Vielfach wird auch von einer Verwendung von Haldenmaterial für Wege- oder Dammbau berichtet, woraus eine flächenhafte oder linienhafte Schwermetallausbreitung resultieren kann (ORTLIEB 1994). Aus diesen und weiteren Untersuchungsergebnissen kann von den in Tabelle 1.1 dargestellten Transportpfaden für Schwermetalle aus Bergbauhalden ausgegangen werden.

Tab.1.1: Potentielle Transportpfade für Schwermetalle aus Bergbauhalden

Pfad	Transportrichtung	potentielle Senken
Austrag suspendierter Metalle mit Wasser	vertikal	Boden
	horizontal	Gewässersediment
Austrag gelöster Metalle mit Wasser	vertikal	Boden
	horizontal	Gewässersediment
Austrag partikulär gebundener Metalle mit Wind	horizontal	Boden
		Gewässersediment
Austrag partikulär gebundener Metalle durch Rutschung	horizontal	Boden
anthropogener Abtransport und Wegebau	horizontal	Boden

1.2 Stoffbestand und stoffliche Belastung von Landschaften

Der Stoffhaushalt von Landschaften wird durch ein breites Spektrum von stoffspezifischen Eintrags-, Transformations-, Akkumulations-, Austragsprozessen geprägt. Noch vielfältiger ist die Palette der hierbei auftretenden bedeutsamen Substanzen (chemische Elemente). Hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Funktionen einzelner Kompartimente der Landschaft können verschiedene Stoffgruppen differenziert werden. Ausgehend von der gewählten Zielstellung für die vorliegende Arbeit und den gebietsspezifischen Besonderheiten im Stoffhaushalt des Untersuchungsgebietes sind folgende Stoffe und Stoffgruppen von besonderer Bedeutung:

- Schwermetalle;
- Anionische Nährstoffverbindungen und Salze (Phosphat, Nitrat, Sulfat);
- Feststoffe (Bodenabtrag).

1.2.1 Schwermetalle

Schwermetalle (SM), definiert als Metalle mit einer Dichte $> 5 \text{ g/cm}^3$, gehören zu den natürlichen Bestandteilen der Erdkruste. Ihre inhomogene Verteilung ist vor allem auf die Mineralstruktur der jeweiligen krustenbildenden Gesteine zurückzuführen (Tab. 1.2). Aufgrund ihrer insgesamt geringen Konzentrationen (außer Fe) werden sie als Spurenelemente bezeichnet (WEDEPOHL 1984; KUNTZE 1991; FIEDLER & RÖSLER 1993).

Die Bedeutung der Schwermetalle für den Menschen steht in engem Zusammenhang mit ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften. Sie sind als Rohstoffe zur Herstellung von Gebrauchsgütern schon seit Jahrtausenden für die Menschen interessant.

Tab. 1.2: Durchschnittliche Gehalte (mg/kg) ausgewählter Spurenelementgehalte von Fest- und Lockergesteinen (Quelle: FIEDLER & RÖSLER 1988; FLEIGE & HINDEL 1991)

	Basite	Granite	Sandsteine	Kalksteine	Schwarzschiefer	Löß	Geschiebelehm
Cd	0,19	0,1	0,0x	0,035	-	<0,03	<0,3
Cu	100	20	x	4	310	15	9
Hg	0,09	0,04	0,03	0,04	-	0,022	0,016
Ni	160	8	2	20	425	28	15
Pb	8	20	7	9	28	34	20
Zn	130	60	15	20	400	53	36

- = keine Angaben

Die in den Mineral- und Gesteinsverbund der Erdkruste integrierten Schwermetalle können durch Verwitterungsprozesse herausgelöst und in andere Bindungsformen überführt werden. In den auf diese Weise entstehenden neuen Verbindungen finden Schwermetalle Eingang in den Stoffkreislauf von Landschaften oder Landschaftskomponenten und können dort umgewandelt, verlagert und wieder akkumuliert werden. Aufgrund der inhomogenen Zusammensetzung der krustenbildenden Gesteine und der typischen Ausstattung einzelner Landschaften sind regionale Unterschiede in den natürlichen (geogenen) Schwermetallgehalten von Landschaftskompartmenten zu erwarten (FIEDLER & RÖSLER 1993; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; SCHIMMING 1990).

Seit dem Beginn der wirtschaftlichen Nutzung von Metallen und der Verbrennung fossiler Energieträger kommt es zu einem global stetig steigenden anthropogenen Schwermetalleintrag in die Landschaft, was sich in erster Linie in der Kontamination der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft widerspiegelt (FIEDLER & RÖSLER 1993; MERIAN 1984). Schwermetallanreicherungen mit umweltgefährdenden Auswirkungen sind jedoch größtenteils als lokal bzw. regional begrenzt auftretende Erscheinungen zu betrachten und stehen in engem räumlichen Zusammenhang mit Nutzungsformen wie Bergbau oder Metallurgie, um nur zwei Beispiele zu nennen (GISI 1990). Die Einflüsse von chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften der Umweltmedien Boden, Wasser und Luft auf den Haushalt und die Dynamik von Schwermetallen (Migration, Speicherung, Filterung, Pufferung) innerhalb von Landschaften sind vielgestaltig (WEDEPOHL 1984). Böden können aufgrund ihrer Struktur eine Senkenfunktion gegenüber Schwermetallen ausüben. Die Betrachtung der natürlichen Bodenentwicklung lässt jedoch eine langfristige Abnahme der Pufferkapazität von Böden gegenüber Schadstoffen allgemein erwarten. Hieraus lässt sich die Frage ableiten, unter welchen Rahmenbedingungen die Senke Boden zur Quelle von Schadstoffemissionen in die Landschaft wird (FILIUS 1993).

Schwermetalle haben als Spurenelemente unterschiedliche stoffwechselphysiologische Wirkungen auf lebende Organismen (VETTER 1982; HAPKE 1984; HÖLLWARTH 1992). Aufgrund dieser lebenswichtigen Eigenschaft unterscheidet man 3 Gruppen von Schwermetallen:

- essentielle SM - Cu, Co, Fe, Mo, Ni, Zn;
- nichtessentielle SM - Ta, Yb;
- potentiell toxische SM - As, Cd, Hg, Pb, Tl.

Als besonders kritisch ist die Gruppe der potentiell toxischen Schwermetalle zu betrachten, da sie erstens schon in geringen Konzentrationen toxisch auf lebende Organismen wirken können und zweitens seit dem Beginn der wirtschaftlichen Nutzung von Metallen in den Umweltmedien (Luft, Wasser, Boden) immer stärker angereichert werden. Aber auch einige der essentiellen Schwermetalle (Cu, Ni) können im Falle extremer Anreicherungen toxische Wirkungen bei lebenden Organismen erzielen. Eine im Untersuchungsgebiet häufig beobachtete, durch Schwermetalle hervorgerufene Stoffwechselstörung bei Pflanzen ist die Chlorose (STOYE 1975; VOGEL 1976).

1.2.1.1 Herkunft der Schwermetalle in Böden

Man differenziert die Schwermetallgehalte von Böden nach ihrer Herkunft in drei Anteilsgruppen (Abb. 1.3) - lithogener, pedogener und anthropogener Anteil - wobei der lithogene und der pedogene Gehalt als geogener Anteil bezeichnet wird (LICHTFÜß 1985; FILIPINSKI, PLUQUET & KUNTZE 1987; GRUPE 1989; FILIPINSKI, GRUPE & PLUQUET 1991; HINDEL & FLEIGE 1991; KUNTZE 1991; RUPPERT 1991; FRÜHAUF 1992; ZAUNER et al. 1993).

Schwermetalle lithogenen Ursprungs liegen im Boden meist als Silikate, Sulfide, Oxide und Karbonate vor (FILIPINSKI, GRUPE & PLUQUET 1991). Im Verlauf der bodenbildenden Prozesse werden Schwermetalle aus dem Gesteinsverbund herausgelöst. Der Gehalt an gesteinsbürtigen Schwermetallen von Böden bildet den lithogenen oder auch minerogenen Anteil. Pedogenetische Prozesse sind es auch, die die aus dem Gesteinsverbund herausgelösten Schwermetalle in andere Bindungsformen überführen. Diese Anteile von adsorptiv an Tonminerale, pedogene Oxide und organische Substanz gebundenen oder in metallorganische Komplexe integrierten Schwermetalle bilden den pedogenen Anteil (FRÜHAUF 1992; KUNTZE 1991). Zu den geogenen Quellen der Schwermetallzufuhr in Böden müssen außerdem noch Vulkanismus, globale Staubverfrachtung und Brände gezählt werden (BLUME 1990). Der global, besonders seit der Industrialisierung, stetig wachsende Anteil an Schwermetallen in Böden resultiert aus anthropogenen Einträgen, die auf Bergbau, Metallurgie, Industrie, Verkehr, Verbrennung fossiler Brennstoffe, Abwasserverrieselung, Düngung und Ausbringung von schwermetallhaltigen Klärschlämmen zurückzuführen sind (LAHMANN & JANDER 1987; GISI 1990; ZIERDT 1991; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; FIEDLER & RÖSLER 1993). Nach BLUME (1990) gelangen Schwermetalle aus anthropogenen Quellen in fester, flüssiger und gasförmiger Phase in Böden, wobei ein hoher Anteil dieser Einträge in gelösten oder nachlieferbaren Formen vorkommt.

Anreicherung	im gesamten Bodenprofil		oberflächennah	
Umverteilung	lithogen	> pedogen	< anthropogen	
Mobilität		→ →	← ←	abnehmend
		zunehmend		

Abb. 1.3: Das Verhalten der Schwermetalle in Böden (Quelle: KUNTZE 1991)

1.2.1.2 Bedeutung der Böden für die Schwermetалldynamik in Landschaften

Aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften nehmen Böden eine zentrale Stellung als Transport-, Speicher-, Filter- und Puffermedium für Schwermetalle ein (SCHIMMING 1990). Als Steuergrößen für die Schwermetалldynamik in Böden sind Bodenreaktion (pH-Wert), organische Substanz, Tonminerale, Redoxpotential, Komplexbildner, Sesquioxide, schließlich die Schwermetallgesamtgehalte und ihre Quelle von Bedeutung (PLUQUET & KUNZE 1982; HERMS & BRÜMMER 1984; KÖNIG, BACCINI & ULRICH 1985; GRUHN et al. 1985; ASCHE & BEESE 1986; BLUME & BRÜMMER 1987; DÜES 1987; HORNBURG & BRÜMMER 1989; BLUME 1990; HORNBURG 1991; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; HORNBURG & BRÜMMER 1993; FILIUS 1993).

Dem Boden zugeführte Schwermetalle unterliegen Transformations- und Umlagerungsprozessen, in deren Ergebnis die Schwermetalle aus ihren ursprünglichen primären Bindungen herausgelöst und in bodeneigene sekundäre Bindungen unterschiedlicher Stärke überführt werden können. Eine wesentliche Rolle für die Transformation und Verlagerung von Schwermetallen spielt die Bodenlösung und die biologische Aktivität (Mikroorganismen). Gelöste und kolloiddisperse Schwermetalle werden in erster Linie mit dem Bodenwasser (Sickerwasser, Interflow) transportiert. Die Umlagerung an Partikel gebundener Schwermetalle kann z.B. durch Abspülung und Bodenerosion erfol-

gen. Neben der Transformation und Verlagerung werden Schwermetalle in unterschiedlichem Maß gefiltert und gepuffert. Dabei ist unter Filterung die mechanische Rückhaltung und unter Pufferung die Adsorption an Bodenaustauscher (Ton, organische Substanz, Sesquioxide) und chemische Fällung von Metallen zu verstehen (BLUME 1990). Bei der Filterung werden in erster Linie grobdisperse und kolloiddisperse Partikel im Porensystem zurückgehalten.

Prozeß	Effekt
1. Entkalkung-Auflösung und Wegfuhr von Carbonten	1. Massenverringern → relative Anreicherung
2. Verlagerung von Schwermetallen in fester Form <ul style="list-style-type: none"> • vertikal - Tonverlagerung • lateral - Erosion 	2. Korngrößensortierung → relative Anreicherung oder Verarmung durch fraktionsabhängige Schwermetallgehalte
3. Verlagerung von Schwermetallen in gelöster Form <ul style="list-style-type: none"> • vertikal - Aufwärtstransport durch Vegetation • Abwärtstransport mit dem Sickerwasser • lateral - mit Hangzugwasser 	3. Anreicherung <ul style="list-style-type: none"> • im Oberboden • im Unterboden • in Senkenböden (Kolluvien)
4. Silikatverwitterung im Laufe stärkerer Versauerung und Podsolierung → Tiefenverlagerung zum Grundwasser oder in die Vorfluter	4. Starke Verarmung des Bodens an Schwermetallen

Abb. 1.4: Der Einfluß pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallgehalte von Böden (Quelle: LICHTFUß 1988)

Die Eliminierung von gelösten Schwermetallen erfolgt durch Pufferung, welche vor allem von der durch Bodenreaktion, organische Substanz, Ton und Sesquioxiden abhängigen Bindungsfähigkeit eines Bodens bestimmt wird (BLUME 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Der bestimmende Prozeß der Pufferung und Speicherung von Schwermetallen in Böden wird als Kationenadsorption bezeichnet (BLUME 1990; GISI 1990; SCHEFFER & SACHTSCHABEL 1992). Es handelt sich dabei um die Anlagerung von Metallionen an negativ geladenen Bodenbestandteilen, wobei Tonminerale, Huminstoffe und Metalloxide als Träger negativer Ladungsstellen die Funktion von Adsorbenten ausüben (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Unter Veränderung von vor allem chemischen Rahmenbedingungen (Bodenreaktion) können die Metalle in gleichem Maße wie sie adsorbiert wurden wieder desorbiert werden (Abb. 1.4) und so als Mikronährstoffe oder potentielle Gifte zur Verfügung stehen.

Bindungsstärke	fest	gelöst
nimmt zu ↓ ↓ ↓	1. unspezifisch adsorbiert 2. spezifisch adsorbiert 3. Metallsalze 4. Oxide 5. silikatisch gebunden	1. Aquokomplexe 2. anorganische Komplexe 3. organische Komplexe 3.1. einfache Komplexe 3.2. Chelate

Abb. 1.5: Bindungsformen von Schwermetallen in Böden (Quelle: MIEHLICH & LUX 1990)

Neben der Herkunft der Schwermetalle spielen vor allem die chemischen, physikalischen und biologischen Zustände einzelner Bodenkomponenten eine wesentliche Rolle für die Stärke und Art ihrer Bindung im Boden (Abb. 1.5) und steuern dadurch die Verfügbarkeit (Löslichkeit) (HERMS & BRÜMMER 1983; ASCHE & BEESE 1986; DÜES 1987; HORNBURG & BRÜMMER 1989; BLUME 1990; GRUPPE & PLUQUET 1991; HORNBURG 1991; KUNTZE 1991; FILIPINSKI & FILIUS 1993).

Lithogene Schwermetallgehalte haben für Böden keine aktuelle Bedeutung, denn sie können erst durch intensive chemische Verwitterungsprozesse aus dem Mineralverbund herausgelöst werden. Unter neutralen Bodenbedingungen ist aber nur mit einer minimalen chemischen Verwitterungsinintensität zu rechnen. Unter diesen Bedingungen bedarf es biochemischer Prozesse (pH - Absenkung durch Protonenpumpe Pflanze), um die Lösungsverwitterung zu intensivieren und somit eine Freisetzung von Schwermetallen zu erreichen. Nur die gelösten und in Lösung überführbaren Schwermetallanteile machen die ökologische Relevanz von Schwermetallen im Boden aus (LUX 1981; BOR & KRYZANOWSKI 1988; HORNBURG & BRÜMMER 1989). Die Fähigkeit von Böden, Schwermetalle aufzunehmen, zurückzuhalten aber auch wieder abzugeben, macht ihre besondere Stellung als Steuerkomponente für den Schwermetallhaushalt von Landschaften deutlich.

1.2.1.3 Schwermetalle in Gewässern

Wasser ist als eines der wichtigsten Medien für den Transport von Schwermetallen anzusehen. Darin können Schwermetalle gelöst oder in Suspension transportiert werden (FÖRSTNER & MÜLLER 1974; HARRES & WEDEPOHL 1984; HÖLLWARTH & SEUFFERT 1987). Industrielle und kommunale Abwässer, Deponiesickerwässer, Emissionen aus Metallgewinnung und Metallverarbeitung sowie geogener Lösungseintrag stellen im wesentlichen die Quellen der Schwermetallfrachten von Gewässern dar (FÖRSTNER & MÜLLER 1974).

Der Eintrag von Schwermetallen in das Gewässersystem erfolgt in Abhängigkeit von der Emissionsquelle und der Bindungsform der Metalle über unterschiedliche Pfade, wobei generell diffuse und punktuelle Einträge voneinander unterschieden werden können. Punktuelle Schwermetalleinträge gelangen in der Regel auf direktem Weg von der Emissionsquelle in das Gewässer. Demgegenüber stehen die diffusen Einträge, die - mit Ausnahme des atmosphärischen Direkteintrags - zumeist über den Bodenpfad (Sickerwasser, Oberflächenabfluß, Interflow) das Gewässer erreichen. Der überwiegende Anteil von abflußwirksamen Niederschlagswasser erreicht die Fließgewässer erst nach Durchlaufen der Bodenpassage (Oberflächenabfluß, Interflow, Basisabfluß). Auf diesem Weg finden verschiedene Stoffaustauschprozesse (Lösung von Salzen, Aufnahme von Suspensionsfracht, Adsorption und Desorption usw.) statt, welche die chemische Zusammensetzung des Wassers wesentlich verändern und somit den Chemismus von Stand- und Fließgewässern bestimmen. Bei dieser Bodenpassage werden vom Sicker- und Interflowwasser auch Schwermetalle aufgenommen und in die Fließgewässer eingetragen. An Partikel gebundene Schwermetalle können durch spülerosive Prozesse in das Gewässernetz gelangen.

Im Fließgewässer erfolgt dann ein mehr oder weniger dynamischer Transport der eingetragenen Metalle. Die Transportweiten hängen im Wesentlichen von der Bindung (suspendiert, gelöst) der in die Gewässer eingetragenen Metalle und der Fließgeschwindigkeit des Wassers ab (WEDEPOHL 1984). Gelöste Schwermetalle werden in der Regel über größere Entfernungen transportiert als suspendierte. Die Akkumulation von suspendierten Schwermetallen erfolgt - den Gesetzmäßigkeiten der fluvialen Morphodynamik entsprechend - in Abhängigkeit der Partikelgröße meist in Gewässerabschnitten mit geringen Fließgeschwindigkeiten. Eine Akkumulation im Gerinnebett ist aufgrund der Dynamik des fließenden Wassers oft nur temporär. Die endgültige Sedimentation schwermetallhaltiger Schwebstoffe erfolgt bei Hochwasser im Überflutungsbereich der Gewässer oder in Einzugsgebieten von Standgewässern auf deren Grund (WEDEPOHL 1984; LICHTFUß & BRÜMMER 1977;).

Gewässersedimente werden oft als das Gedächtnis einer Landschaft angesehen. Mit ihrer Hilfe sind meist noch nach langer Zeit Veränderungen in der Landschaft nachvollziehbar. Die Unterschiede der chemisch-physikalisch-biologischen Struktur in einzelnen Sedimentschichten erlauben oftmals Rückschlüsse auf klimatische Verhältnisse, Vegetation oder bestimmte wirtschaftliche Entwicklungen im Gebiet. Außerdem ermöglichen die Gewässersedimente eine Abschätzung der Dimension und Intensität von Stoffumlagerungsprozessen (MATSCHULLAT, NIEHOFF & PÖRTGE 1992). FÖRSTNER (1983) unterscheidet insgesamt fünf Hauptformen für die Bindung von Schwermetallen an aquatische Feststoffe:

- adsorptive Bindung;
- Ausfällung;
- Bindung an organische Feststoffe;
- Mitfällung an Eisen- und Manganoxiden;
- Eintrag als allochtone detritische Partikel.

Gewässersedimente, die heute die Funktion einer Senke ausüben, können - ähnlich den Böden - bei Änderung von Milieubedingungen (Redoxverhältnisse, pH-Wert, Salzkonzentrationen, Komplexbildner) zur Quelle von Stoffemissionen infolge einer Remobilisierung von fixierten Substanzen werden. Ein wesentlicher Prozeß der Umwandlung von Senken in Quellen ist in der zunehmenden Versauerung ganzer Landschaften infolge des Eintrags saurer Niederschläge zu sehen (FÖRSTNER & SALOMONS 1984).

1.2.2 Nährstoffe und Bodenerosion

Nährstoffe gelangen aus geogenen und anthropogenen Quellen in den Boden, wobei nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992) der größte Teil des geogenen Nährstoffanteils aus dem Ausgangsgestein der Bodenbildung stammt. Durch Düngung, atmosphärische Deposition und mit dem Grundwasser können den Böden weitere Nährstoffe zugeführt werden, welche den anthropogenen Anteil ausmachen.

Die aus einer zunehmenden Anreicherung von Nährstoffen resultierende Eutrophierung ist für den Stoffhaushalt der Gewässer von besonderer Bedeutung. Als limitierende Faktoren werden vor allem Phosphor- aber auch Stickstoffverbindungen bezeichnet (PEUKERT & PANNING 1975; NEHRING & WILDE 1982; WERNER et al. 1990; NOLTE & WERNER 1991; RADERSCHALL 1993).

Hauptquelle der Gewässerbelastung mit Phosphor stellen kommunale Abwässer dar. Nach WERNER & OHLFS (1987) betrug der Anteil der Haushaltsabwässer am Gesamteintrag von Phosphor in die Gewässer der damaligen BRD 62 %. Weitere Quellen sind industrielle Abwässer (13 %), landwirtschaftliche Abwässer (11 %), diffuser Eintrag durch Bodenerosion (8,5 %), Abflußkomponenten (Oberflächenabfluß, Dränage, Interflow, Grundwasser 3 %) und Direkteinträge (atmosphärische Deposition 2 %). Infolge erhöhten Phosphoreintrages in die Gewässer entsteht ein Nährstoffüberangebot für im Wasser lebende Algen. Dies führt dann zu Algenmassenentwicklungen. Beim mikrobiellen Abbau dieser Algen wird eine große Menge Sauerstoff verbraucht, was in bestimmten Situationen vollkommen anaerobe Gewässerzustände nach sich zieht - das Gewässer kippt um. Anders als im Fall des Phosphors stammen 55 - 75 % der Stickstoffbelastung der Gewässer aus diffusen landwirtschaftlichen Einträgen. Die anderen 25 - 45 % werden durch punktuelle kommunale und industrielle Einleitungen verursacht (NOLTE & WERNER 1991; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Intensive landwirtschaftliche Bodennutzung mit hohen Stickstoffgaben birgt vor allem für das Grundwasser und damit auch für die Trinkwasserversorgung ein erhebliches Gefährdungspotential in sich (BLUME 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992).

Feststoffumlagerungen erfolgen in Landschaften im wesentlichen durch den Prozeß der Bodenerosion, welcher den Abtrag, den Transport und die Ablagerung von Bodenmaterial beinhaltet. Dabei werden Erosion durch Wind und Wasser, Massenversatz am Hang sowie Umlagerungen am offenen Gewässer unterschieden (GSI 1990; HASSENPLUG 1990; WIDMOSER 1990; KRETSCHMAR 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Die Intensität der Bodenerosion durch Wasser wird vor allem vom Relief, den Niederschlagsverhältnissen, dem bodenbildenden Substrat und der Vegetationsbedeckung, Landnutzung bestimmt (SCHWERDTMANN, VOGL & KAINZ 1987; KRETSCHMAR 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; KUNTZE, ROESCHMANN & SCHWERDTFEGGER 1994). Bodenerosion, als Prozeß der Geländenivellierung, führt im wesentlichen zu zwei Erscheinungen in der Landschaft - zum einen werden durch Materialabtrag Böden degradiert, und andererseits führt die Akkumulation von erodiertem Bodenmaterial zur Auffüllung von Senken und zur Verlandung von Binnenseen.

Der natürliche Prozeß der Bodenerosion wurde vor allem in der Vergangenheit durch großflächige Waldrodungen, Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion und die damit verbundene Veränderung von erosionsbestimmenden Faktoren um ein Vielfaches verstärkt. Hierbei ist vor allem die aus der Vergrößerung von Ackerschlägen resultierende Veränderung der Hanglängen sowie des Neigungs - Längen - Verhältnisses hervorzuheben. Die Zunahme der Hanglänge hat eine Erhöhung der Schleppspannung des abfließenden Wassers und damit eine Intensivierung des Bodenabtrages zur Folge. In Abhängigkeit von der Hanglänge kann somit der Bodenabtrag bereits bei Hangneigungen von 1° - 2° einsetzen (KUNTZE, ROESCHMANN & SCHWERDTFEGGER 1994; SCHWERDTMANN, VOGL & KAINZ 1987).

Bodenerosion darf jedoch nicht nur als rein physikalischer Prozeß der Feststoffumlagerung angesehen werden. Durch den Eintrag erodierten Bodenmaterials in die Gewässer wird auch deren Chemismus wesentlich beeinflusst. So können partikulär gebundene Nähr- und Schadstoffe über den Erosionspfad in die Gewässer eingetragen werden. NOLTE & WERNER (1991) konstatieren, daß rund 75 % des diffusen Phosphoreintrages in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes über Bodenabtrag und Oberflächenabfluß vonstatten gehen.

2 Untersuchungsziele

Aus den bisherigen Darlegungen wird die Vielfalt und Komplexität der unmittelbaren und mittelbaren landschaftsverändernden Einflüsse von Bergbau und bergbaulicher Raumerschließung deutlich. Dabei ist die Überlagerung unterschiedlicher nutzungsbedingter Einflüsse auf die stoffliche Belastung von Landschaften als ein besonderes Problem hervorzuheben. Aufgrund dieser Nutzungsüberlagerungen ist heute oftmals eine Verifizierung einzelner Quellen der stofflichen Belastungen sowie die Quantifizierung ihres Anteils an der Gesamtbelastung des Landschaftshaushaltes mit einem Stoff außerordentlich problematisch.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden die Einflüsse des Kupferschieferbergbaus auf das Landschaftsbild und den Stoffhaushalt im Einzugsgebiet des Süßen Sees untersucht. Dabei bildete die Verifizierung einzelner Quellen der stofflichen Belastung für ausgewählte Kompartimente der Landschaft (BÖDEN, GEWÄSSER) das übergeordnete Untersuchungsziel. Den Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als potentielle Schwermetallemitter wurde in diesem Zusammenhang besondere Aufmerksamkeit gewidmet, da sie sich als Bergbaurelikte heute in großer Anzahl in einem dicht besiedelten und landwirtschaftlich intensiv genutztem Gebiet befinden. In vielen Fällen grenzen sie direkt an Fließgewässer, woraus die Frage nach dem Stofftransfer von den Halden in die Fließgewässer offensichtlich wird. Des weiteren unterliegen die Halden verschiedenen Ansprüchen potentieller Nutzer- und Interessengruppen. Das Spektrum reicht hierbei von der Nutzung als Baustoff bis hin zur Forderung nach einer Unterschutzstellung durch Denkmal- und Naturschutz.

Unter Zugrundelegung dieser Rahmenbedingungen standen folgende Fragenkomplexe im Mittelpunkt der Untersuchungen:

1. In welchen Formen hat der Mansfelder Kupferschieferbergbau und die damit verbundene bergbauliche Raumerschließung das Landschaftsbild und den Stoffbestand einzelner Landschaftskompartimente im Einzugsgebiet des Süßen Sees verändert?
2. Können die Anteile einzelner Emissionsquellen bzw. Emittentengruppen an der Gesamtbelastung der Böden und Gewässer mit ausgewählten Stoffen differenziert werden?
3. Können anhand ausgewählter Indikatoren Zusammenhänge zwischen der räumlichen Verteilung einzelner Emissionsquellen und der Stoffbelastung im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden?
4. Welches Gefährdungspotential haben die Bergbauhalden hinsichtlich einer Schwermetallbelastung der Böden und Gewässer im Untersuchungsgebiet?
5. Können haldenspezifische Muster der Schwermetallemissionen nachgewiesen werden?
6. Welche Emissionspfade sind für die Schwermetallausträge aus Bergehalden von Bedeutung?
7. Sind die Einflüsse der Bergehalden auf den Schwermetallhaushalt einzelner Landschaftskompartimente räumlich abgrenzbar?

Ein weiteres Bestreben des Autors lag darin, von den Untersuchungsergebnissen Hinweise für eventuelle Sanierungs- und Schutzmaßnahmen an Bergbauhalden ableiten zu können.

3 Der Untersuchungsraum

3.1 Lage und naturräumliche Ausstattung

Das Einzugsgebiet des Süßen Sees mit einer Fläche von 169 km² - (Karte 1) befindet sich im Westen des Ballungsraumes Halle - Leipzig und erstreckt sich über Bereiche des östlichen Harzvorlandes, der Unterharzhochfläche und des Hornburger Sattels (MEYNEN & SCHMITTHÜSEN 1962; MUN LSA 1993). Das Untersuchungsgebiet bildet den südlichen Teil der Mansfelder Mulde. Der Süße See hat eine Fläche von 247 ha, und ist damit nach dem Arendsee (514 ha) der zweitgrößte natürliche See Sachsen - Anhalts (LAU - LSA 1992).

Der Süße See unterliegt vielfältigen Nutzungsansprüchen, woraus auch eine Vielzahl von Nutzungskonflikten resultiert. Aufgrund seiner landschaftlichen Attraktivität und der Nähe zum Ballungsraum Halle - Leipzig ist er ein begehrtes Ziel für Camper, Wassersportler und andere Erholungssuchende. Außerdem unterliegt der See fischereiwirtschaftlicher Nutzung. In einigen Bereichen (südlicher Schilfgürtel, Salzwiesen, Trockenrasen am Nordufer) sind Naturschutzgebiete ausgewiesen. Das Zusammentreffen dieser vielfältigen Nutzungsanforderungen mit Funktion des Süßen Sees als Stoffsenke für sein intensiv bergbaulich und landwirtschaftlich genutztes Einzugsgebiet verdeutlicht die Notwendigkeit von Stoffhaushaltsuntersuchungen in dem Gebiet. Als Flachsee mit einer geringen durchschnittlichen Tiefe von ca. 3 m reagiert der Süße See gegenüber stofflichen Verunreinigungen sehr sensibel.

Die Abgrenzung des Untersuchungsgebietes richtet sich nach den oberirdischen Wasserscheiden, welche sich im Westen auf der Unterharzhochfläche und im Südwesten auf der Höhenlinie des Hornburger Sattels befinden. Buntsandsteinrücken bilden die südliche Einzugsgebietsgrenze. Im Norden stellen ebenfalls Buntsandsteinhöhen die Wasserscheide. Im Osten und Südosten grenzt das Einzugsgebiet des Süßen Sees an den Salzigen See, in dessen trocken gefallenes Becken mit den Restseen Binder See und Kerner See der Süße See entwässert.

3.1.1 Geologie, Tektonik und Morphologische Verhältnisse

Für das geologische Inventar und die tektonischen Großformen des Untersuchungsgebietes waren neben dem spätvariszischen und frühmesozoischen Sedimentationsgeschehen vor allem die im Zuge der saxonischen Bruchschollentektonik erfolgten Hebungsprozesse und nachfolgenden Auslaugungserscheinungen von besonderer Bedeutung (MÜCKE 1961; FANTASNY & BRENDDEL 1972; SUDERLAU, BRENDDEL, KAMMERER & SCHOOF 1972; BRENDDEL 1976; MOLEK 1976; BRENDDEL 1977; NEUR & ZÜHLKE 1982). Nach der Verfüllung der festländischen Becken mit Abtragungsmaterial des variszischen Gebirges im Molassestadium, kam es zur Transgression des Zechsteinmeeres in das Germanische Becken (MÜCKE 1961; SCHWAB 1974; HOYNINGEN-HUENE v. 1990; JANKOWSKI 1995). Die marine Sedimentation begann mit der Ablagerung von Zechsteinkonglomeraten und der Bildung des für den Bergbau so wichtigen nur wenige Dezimeter mächtigen Kupferschieferflözes (Tab. 3.1). In der Folgezeit entstanden die mehrere hundert Meter mächtigen Ablagerungen von Zechsteinkalken und -salzen, durch deren Auslaugung, neben der tektonisch bedingten Formenbildung, die heutigen Oberflächenformen im wesentlichen entstanden sind (EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; MÜCKE 1961; BLEI & JUNG 1962; BRENDDEL 1976; HOYNINGEN-HUENE v. 1990; JANKOWSKI 1995). Von den Sedimenten der Trias sind im Untersuchungsgebiet heute nur noch der untere und mittlere Buntsandstein vertreten. Am Nordrand der Eislebener Senke steht Buntsandstein oberflächlich an. Im Inneren des Untersuchungsgebietes folgt der Buntsandstein der Muldenstruktur und wird von jüngeren Ablagerungen diskordant überdeckt. Eine erneute Sedimentationsphase erfolgte im Mansfelder Gebiet erst wieder im Alttertiär, wo sich in prätertiären Hohlformen Ablagerungen aus Kiesen, Sanden, Schluffen und Tonen mit lokal eingeschlossenen Weichbraunkohlen bildeten (JANKOWSKI 1964).

Im Pleistozän wurde das Untersuchungsgebiet von allen drei großen nordischen Inlandvereisungen beeinflusst. Die Inlandeismassen des Elsterglazials überfuhren bei ihrem Vorstoß nach Süden das Gebiet vollständig. Im Saale- und Weichselglazial befand sich der Untersuchungsraum im Periglazial. Dies war für die spätere Bodenbildung von größter Bedeutung, denn die äolischen Sedimente des Pleistozän (LÖß) bilden flächendeckend das Ausgangssubstrat der Bodenbildung (ALTERMANN, HAASE, LIEBEROTH & RUSKE 1978; FRÜHAUF 1983; SCHRÖDER 1986).

Tab. 3.1: Stratigraphie des Zechsteins in der Mansfelder Mulde (JANKOWSKI 1995)

Serie	Stratigraphische Einheit	Mächtigkeit
Z ₄	Grenzanhydrit A _{4r}	0,2 - 1
	Allersteinsalz Na ₄	0 - 25
	Pegmatitanhydrit A ₄	1 - 2
	roter Salzton T ₄	12 - 15
Z ₃	Leinsteinsalz Na ₃	0 - 60
	Hauptanhydrit A ₃	40 - 50
	grauer Salzton T ₃	3 - 6
Z ₂	Deckanhydrit A _{2r}	2 - 5
	Decksteinsalz NA _{2r}	0 - 1
	Kalilager Staßfurt K ₂ oder	0 - 45
	Sangerhäuser Anhydrit K ₂ A	0 - 100
	Staßfurter Steinsalz Na ₂	0 - 350
	Basalanhydrit A ₂	2 - 2,5
	Stinkschiefer Ca ₂ St	6 - 7,5
Z ₁	oberer Werraanhydrit A _{1o}	20 - 30
	Werrasteinsalz Na ₁ oder	0 - 12
	Steinsalzäquivalent Na ₁ A	0,3 - 1,2
	unterer Werraanhydrit A _{1u}	30 - 35
	Zechsteinkalk Ca ₁	4,5 - 6
	Kupferschiefer T ₁	0,3 - 0,4
	Weißliegendes Z ₁ S bzw.	0 - 12
	Zechsteinkonglomerat Z ₁ C	2 - 3,5

Tektonisch bedeutsam sind die durch Fernwirkung der alpidischen Gebirgsbildung an überregionale großtektonische Störungszonen gebundenen Hebungen und Senkungen einzelner Schollen. Die erzgebirgisch streichende Hornburger Tiefenstörung bildet als markanteste Erscheinung dieser Art die tektonische Grenze zwischen der Mansfelder Mulde - in der sich das Untersuchungsgebiet befindet - und der Querfurter Mulde. Für die Mansfelder Mulde ist eine Vielzahl von tektonischen Störungen kleinerer Ausprägung charakteristisch, welche vor allem für den Bergbau (geologische Sprunghöhen) sowie die Anlage des heute existierenden Gewässernetzes von großer Bedeutung sind. Der Teutschenthaler Salzsattel entstand ebenfalls als Ergebnis der tektonischen Bewegungen während der saxonischen Gebirgsbildung. Infolge der Druckeinwirkung aus nördlichen und südlichen Richtungen kam es zu einer plastischen Verformung und Aufwölbung der an der Südostflanke der Hornburger Tiefenstörung gelagerten Zechsteinsalze (MÜCKE 1961; BRENDDEL 1976). Ausgehend vom Kopf des Teutschenthaler Sattels bildete sich im älteren Steinsalz (-150 m NN) ein Salzspiegel, der bis in das Gebiet von Eisleben reicht (BRENDDEL 1976).

Im wesentlichen kann man das Untersuchungsgebiet in vier morphologische Abschnitte/Einheiten untergliedern. Den ersten Abschnitt bildet der im äußersten Westen der Einzugsgebiete gelegene relativ flach geneigte östliche Teil der Unterharzhochfläche (mittlere Höhe über NN 340 m). Die zweite morphologische Einheit wird von den stark reliefierten Hängen charakterisiert, die das Innere der Mansfelder Mulde nach Norden, Westen und Südwesten abgrenzen. Die Höhendifferenzen, von den das Untersuchungsgebiet umgebenden Hochflächen zum Inneren der Mulde hin, betragen bis zu 200 m. Dies spiegelt sich vor allem in den zum Teil extremen Hangneignungsverhältnissen wider.

Ein insgesamt nach Südosten geneigtes Hügelland mit einer mittleren Höhenlage von 180 m nimmt das Gebiet zwischen Eisleben, Volkstedt und Helbra ein. Schließlich bildet die weite fast ebene Eisleber Niederung mit dem ehemaligen Faulen See und der Aufschüttungsebene zwischen Wormsleben und Lüttchendorf den vierten Abschnitt. Hier beträgt die Höhendifferenz auf einer Strecke von 5,5 km nur 20 m. Die Höhenlage des Gebietes schwankt insgesamt zwischen 92 m ü. NN im Osten (Mündung Süßer See) und 360 m ü. NN im Westen (Wasserscheidenbereich zur Wipper auf der Unterharzhochfläche). Neben der tektonisch bedingten Großgliederung des östlichen Harzvorlandes ist vor allem die Subrosion für die morphologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet von entscheidender Bedeutung (MÜCKE 1961; JANKOWSKI 1964, BRENDDEL 1976). Im Ergebnis der Lösung und Verlagerung von Gips und Zechsteinsalzen entstanden unterirdische Hohlräume erheblichen Ausmaßes. Durch die Abbautätigkeit des Mansfelder Kupferschieferberg-

baus wurde dieser natürliche Subrosionsprozeß vor allem in seiner Intensität anthropogen verstärkt (BRENDDEL 1976). Der subterrane Substanzverlust ruft in Abhängigkeit von der Subrosionsart und dem Deckgebirge unterschiedliche Reliefveränderungen an der Oberfläche hervor. BRENDDEL (1976) bezeichnet bruchlose Senkungen, Spaltenbildungen, Erdfälle und in Einzelfällen auch Aufwölbungen als wesentliche Oberflächenerscheinungen der Subrosion in der Mansfelder Mulde.

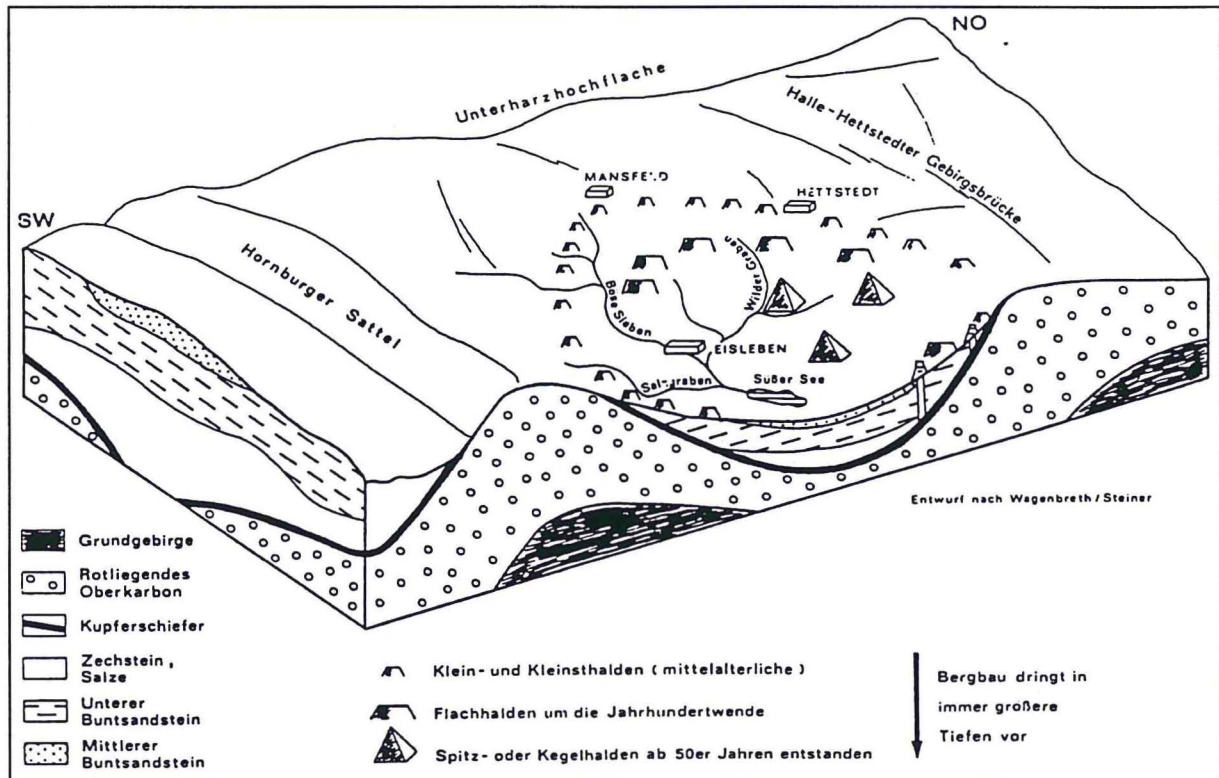


Abb. 3.1: Blockscheema des Untersuchungsraumes (nach STEINER & WAGENBRETH 1989)

Die Subrosionsprozesse vollzogen sich hier vor allem in den 50er und 60er Jahren in einer für Europa einmaligen Intensität. Im Bereich der Kreuzungen von Störungszonen laufen aufgrund der verstärkten Wasserzirkulation besonders ausgeprägte Subrosionsprozesse ab.

So konnten im Zeitraum zwischen 1955 und 1969 (letzte Phase des aktiven Bergbaus in der Mansfelder Mulde) in der Ortslage Helfta mittels Feinnivellements Senkungsgeschwindigkeiten von 220 bis 360 mm/a registriert werden (SUDERLAU, BRENDDEL, KAMMERER & SCHOOF 1972). Für den Zeitraum von 1880 bis 1970 kann der gesamte subrosionsbedingte Reliefschwund in der Mansfelder Mulde auf rund 75 Mill. m³ beziffert werden (BRENDDEL 1976; SUDERLAU, BRENDDEL, KAMMERER & SCHOOF 1972). Als Folge des Absinkens von Deckgebirge über Subrosionshöhlräumen traten zum Teil erhebliche Schäden an Gebäuden und Straßen auf.

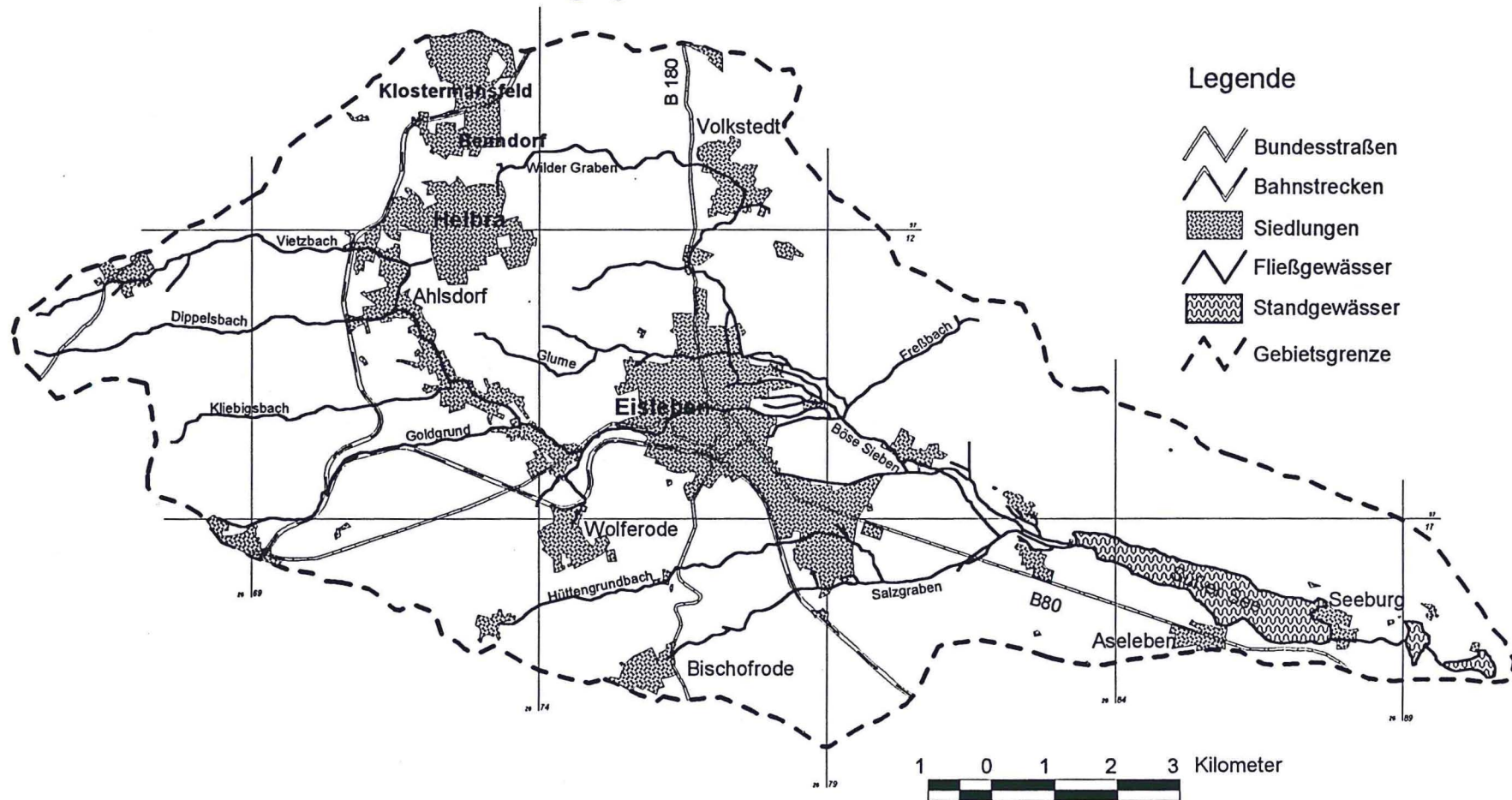
3.1.2 Pedologische Situation

Das Weichselglazial, in dem sich das Untersuchungsgebiet im Periglazialraum befand, war für die spätere Bodenbildung von größter Bedeutung. Hier wurde flächendeckend Löß abgelagert, auf dem sich im Untersuchungsgebiet unter semiariden Klima- und Vegetationsbedingungen des Früh- und Mittelholozäns fruchtbare Schwarzerden bildeten (ALTERMANN, HAASE, LIEBEROTH & RUSKE 1976). Infolge des Klimawandels und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung findet man diese Böden heute fast ausschließlich in degradierten Formen (verbraunte Schwarzerden, Pararendzina) vor (THOMAS 1980).

Löß - Schwarzerden, Löß - Pararendzinen und Löß - Parabraunerden nehmen die größten Flächenanteile gemessen am Gesamtgebiet ein. Nach THOMAS (1980) bedecken diese Bodenformen ca. 80 % der Gesamtfläche im Einzugsgebiet des Süßen See. Vor allem im westlichen Teil des Untersuchungsgebietes, auf der Unterharzhochfläche und am Hornburger Sattel, trifft man auf Parabraunerde - Pseudogley und Pseudogley - Parabraunerden.

Karte 1

Übersichtskarte des Untersuchungsgebietes



Bearbeitung: G. Schmidt, M. Baum 1996
Kartengrundlage: Topographische Karte 1:10.000

Im zentralen Teil der Mansfelder Mulde, in den Talbereichen der kleinen Vorfluter und im Bereich des ehemaligen Faulen Sees herrschen Grund- und Schwarzgleye vor. Sie nehmen jedoch nur einen sehr geringen Anteil ($< 10\%$) an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes ein (THOMAS 1980).

Der Chemismus und die physikalischen Eigenschaften von Böden sind für deren Puffer- und Speichervermögen gegenüber Schwermetallen von großer Bedeutung (HERMS & BRÜMMER 1983; BLUME 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Deshalb sollen an dieser Stelle einige wesentliche chemische und physikalische Bodeneigenschaften dargestellt werden. Die Bodenreaktion wird als eine der zentralen Steuergrößen für die Schwermetallmobilität und -verfügbarkeit bezeichnet. Im Untersuchungsgebiet nehmen Böden mit schwach saurer bis schwach alkalischer Bodenreaktion die größten Flächenanteile ein (THOMAS 1980; TÜV-BAYERN 1991). Auf Waldstandorten (10 % der Gesamtfläche) herrschen jedoch Böden mit saurer Bodenreaktion vor. Hier findet man in Einzelfällen saure Böden mit pH - Werten (KCl) bis 3,5 vor (THOMAS 1980; SCHMIDT, ZIERDT & FRÜHAUF 1992). Die Gehalte der Böden an organischer Substanz sind insgesamt relativ hoch und erreichen im allgemeinen Werte zwischen 1 % und 3 %. In Waldböden trifft man höhere Gehalte (5 - 10 %) an organischen Substanzen an (THOMAS 1980). Die Tongehalte schwanken in den Böden des Untersuchungsgebietes standortspezifisch zum Teil erheblich, und können je nach Bodengenese Werte von 5 % - 40 % erreichen (THOMAS 1980). Insgesamt müssen die Böden im Untersuchungsgebiet aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften (Textur, Lagerungsdichte, Porenvolumen) als Böden mit hohem Wasserhaltevermögen und geringer hydraulischer Leitfähigkeit bezeichnet werden.

Aufgrund ihrer physikalisch - chemisch - biologischen Eigenschaften besitzen die Böden des Untersuchungsraumes eine hohe natürliche Leistungsfähigkeit, was sich in hohen Ackerwertzahlen widerspiegelt (TÜV-BAYERN 1991).

Ein besonderes Problem der Beeinträchtigung des natürlichen Bodenpotentials im Untersuchungsgebiet resultiert aus der starken Bodenerosion (THOMAS 1980; SCHMIDT 1993a). Im Untersuchungsgebiet treffen mehrere Ungunstfaktoren zusammen, welche dieses Phänomen verstärken. Unter natürlichen Bedingungen weisen Schwarzerden (Lößböden) im allgemeinen einen hohen Anteil an Grob- und Mittelporen auf und besitzen somit ein gutes Infiltrationsvermögen. Die durch mittelalterliche Rohdung erschlossenen Böden sind über große Zeiträume des Jahres frei von einer vor Erosion schützenden Vegetationsdecke, was sich vor allem zur Zeit der Schneeschmelze als problematisch erweist. Die landwirtschaftliche Nutzung dieser Böden führte vor allem in den letzten Jahrzehnten zu einer erheblichen Bodenverdichtung und somit zu einer verstärkten Neigung zur Oberflächenabflußbildung. Die Intensivierung der Landwirtschaft zog weitere Veränderungen von erosionsbeeinflussenden Faktoren, wie Vergrößerung der einzelnen Schläge, Flurbereinigung und damit Veränderung der Hangneigungs- und Hanglängenverhältnisse nach sich. Die Vergrößerung der erosiv wirksamen Hanglängen hat zur Folge, daß schon bei Hangneigungen von 1° - 2° Bodenabtrag durch Oberflächenabfluß vonstatten gehen kann. Das lagebedingte (Lee des Harzes) Auftreten von sommerlichen erosionswirksamen Starkregenereignissen führt im Zusammenwirken mit den o.g. Faktoren zur weiteren Verstärkung der Bodenerosion. Der Anteil an mittel bis stark potentiell erosionsgefährdeten Flächen mit berechneten Abtragsraten von > 10 t/ha/a beträgt im Untersuchungsgebiet ca. 25 % (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996).

3.1.3 Klimatische und hydrologische Verhältnisse

Klimatisch ist der Untersuchungsraum dem Mitteldeutschen Trockengebiet und seinen Grenzbereichen zuzuordnen. Als bestimmender Klimafaktor muß die Lage im Leegebiet des Harzes bezeichnet werden. Die Niederschlagsverteilung im Gebiet wird durch ein deutliches West - Ost - Gefälle charakterisiert. Dies zeigt sich durch die Abnahme der langjährigen mittleren Niederschlagssummen von den Stationen Annarode im Westen des Untersuchungsgebietes (322 m ü. NN mit 568 mm/a) bis hin nach Aseleben (95 ü. NN mit 429 mm/a) am Südufer des Süßen See (Tab. 3.2) (NEUB & ZÜHLKE 1982; THOMAS 1980). Als Besonderheit müssen die im Untersuchungsgebiet vor allem in den Sommermonaten auftretenden Starkniederschlagsereignisse angesehen werden, die neben der Schneeschmelze zu Abflußmaxima führen können. So wurden am 17.07.1965 in Blankenheim und Bischofrode ein extremes Niederschlagsereignis mit einer Intensität von 92 mm/d registriert, was rund einem Fünftel der mittleren Jahressumme entspricht (BÖTTCHER 1977; THOMAS

1980). Die Besonderheiten dieser lagebedingten Niederschlagsverhältnisse werden durch die in Tab. 3.3 dargestellten Extremwerte verdeutlicht.

Die Jahresmitteltemperaturen schwanken im Untersuchungsgebiet zwischen 8°C und 9°C. An der Station Eisleben wurde eine Jahresmitteltemperatur von 8,8°C errechnet - Reihe 1901 - 1950. Dabei erreicht die Amplitude der monatlichen Temperaturmittel 18,4°C. Die mittleren Januartemperaturen betragen an der Station Eisleben - 0,2°C und die Julitemperaturen 18,2°C (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1961). Es müssen gebietsspezifische Besonderheiten berücksichtigt werden, welche vor allem das Mikro- und Mesoklima im Untersuchungsgebiet stark beeinflussen. Der große Wasserkörper des Süßen Sees besitzt eine thermische Ausgleichswirkung auf seine Umgebung. So bleibt vor allem die Bildung von Kaltluftseen im Frühling im zentralen Bereich der Mansfelder Mulde aus. Als weiterer für das Mikro- und Mesoklima bedeutsamer Einflußfaktor sind die Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus zu betrachten. Sie stellen aufgrund ihrer zum Teil erheblichen Höhe große Hindernisse im Windfeld dar und begünstigen die Temperaturverhältnisse besonders an ihren südexponierten Hängen (NEUB & ZÜHLKE 1980).

Tab. 3.2: Mittlere Jahresmengen des Niederschlags ausgewählter Meßstellen im Untersuchungsgebiet; Reihe 1901 - 1950 und Reihe 1961 - 1990 (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1961; PFÜTZNER 1994)

Meßstelle	Mittlerer Niederschlag in mm/a	
	Reihe 1901 - 1950	Reihe 1961 - 1990
Annarode	568	573
Bischofrode	527	540
Eisleben	495	484
Aseleben	429	466

Tab. 3.3: Extremwerte der Niederschlagsmengen an den Stationen Eisleben und Schraplau; Reihe 1901 - 1950 (METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR 1961)

Meßstelle	Niederschlagsmenge in mm	
	maximal	minimal
Jahressumme Eisleben	665 (1939)	322 (1911)
Schraplau	691 (1905)	266 (1911)
Monatssumme Eisleben	145 (Jan 1937)	0 (Okt 1943)

Die Böse Sieben und der Salzgraben versorgen den Süßen See mit Wasser (Karte 2). Während die Böse Sieben mit ihren Quellbächen Viets-, Dippels-, und Kliebigsbach ihren Ursprung im Ostteil der Unterharzhochfläche hat, entwässert der Salzgraben den Hornburger Sattel.

Da die Abflußverhältnisse im Wesentlichen durch die Komponenten Niederschlag und Verdunstung bestimmt werden, sind aufgrund der klimatischen Situation auch gebietstypische hydrologische Besonderheiten zu erwarten. Hervorzuheben ist die hohe Dynamik im Abflußverhalten der Fließgewässer. Im Untersuchungsgebiet befindet sich ein Pegelschreiber (Unterrißdorf), mit dessen Hilfe die Abflußverhältnisse der Bösen Sieben überwacht werden. Hier wurden ein MQ von 0,240 m³/s, ein MHQ von 3,15 m³/s und ein HHQ von 8,21 m³/s ermittelt (ZINKE 1992; PFÜTZNER 1994; STAU 1994;). Der Süße See erhält aus seinem Einzugsgebiet einen mittleren Zufluß von 0,317 m³/s (STAU 1995a).

Für die besonders in Verbindung mit sommerlichen Starkniederschlägen auftretenden Hochwasserabflüsse ist vor allem eine erhöhte Schwebstoffführung in den Vorflutern zum Süßen See charakteristisch (Erosionsproblematik). SCHLEICHER (1980) ermittelte während eines solchen Ereignisses Schwebstoffkonzentrationen in der fließenden Welle bis zu 4,5 g/l. Dabei konnte jedoch aufgrund der hohen Abflußdynamik die ansteigende Abflußwelle nicht beprobt werden. Der Autor folgert daraus, daß die ermittelte Schwebstoffkonzentration nicht das reale Maximum dokumentiert.

Im Ergebnis dieser Erosionsprozesse vollzieht sich eine verstärkte Verlandung des Süßen Sees von Westen her. Aus diesem Grund mußten in der jüngeren Vergangenheit mehrfach Baggerungen

durchgeführt werden. Im Zeitraum von 1963 bis 1995 wurden insgesamt rund 1 035 000 m³ Sediment aus dem westlichen Teil des Süßen Sees entfernt (STAU 1995b). Die Baggerungen konzentrierten sich vor allem auf den Bereich des ehemaligen Hafens Lüttchendorf. Mit diesen Maßnahmen wird versucht, die beschleunigte Verlandung des einzigen heute noch existierenden (Fauler See und Salziger See sind trockengelegt worden) Mansfelder Sees zu verhindern. Das Baggergut wurde in Spülfeldern westlich des Sees deponiert. Untersuchungen im Seesediment und der deponierten Schlämme ergaben eine zum Teil erhebliche Schwermetallbelastung des Materials (SPRINGER 1992).

Der Kupferschieferbergbau mit seinem komplizierten System an Wasserhalteeinrichtungen muß als anthropogener Einflußfaktor für Veränderung der natürlichen Grund- und Oberflächenabflußverhältnisse angesehen werden (KAUTZSCH 1956; KIEL 1958; LORENZ 1962; AURADA 1970; JUNG & SPILKER 1972; ALBRECHT 1974). Mit dem Einsetzen des Kupferschieferbergbaus wurde das natürliche Grundwasserfließsystem irreversibel zerstört. Das Vordringen des Bergbaus in das Innere der Mansfelder Mulde bewirkte eine kontinuierliche Grundwasserabsenkung. Im Bereich des Zechsteinausstrichs verlieren die Oberläufe von Böse Sieben und Salzgraben zwischen 25 % und 50 % ihrer Abflußmenge durch Versinkung. Mittels Farbtracerversuchen konnte nachgewiesen werden, daß diese Wässer dem Grubengebäude des Kupferschieferbergbaus zuströmen (JUNG & LIEBISCH 1966; LIEBISCH & REMUS 1966; BRENDL 1976). Andererseits werden den Oberflächengewässern die Grubenwässer über die Mundlöcher dieser Entwässerungstollen heute noch zugeführt (SPILKER 1996). Im Untersuchungsgebiet erfolgt die Einleitung von Grubenwässern durch den Froschmühlentollen in den Unterlauf des Salzgraben, bevor dieser die Bundesstraße 80 nahe der Ortschaft Lüttchendorf quert. Aufgrund der relativ gleichmäßigen und relativ hohen Quellschüttung des Froschmühlentollens wird das Abflußgeschehen im Salzgraben unterhalb dieses Punktes von den Grubenwässern dominiert.

3.1.4 Vegetation und Flächennutzung

Die besondere klimatische Situation und die geologisch-mineralogische Struktur des Gebietes spiegeln sich auch in der Verbreitung von einigen besonderen natürlichen Vegetationselementen wider. Dies trifft vor allem auf die Ausprägung von Trockenrasen, Halbtrockenrasen und Zwergstrauchheiden auf südexponierten Hängen im Norden und auf ausgedehnte Salzwiesen im südlichen Uferbereich des Süßen Sees zu (NEUB & ZÜHLKE 1982).

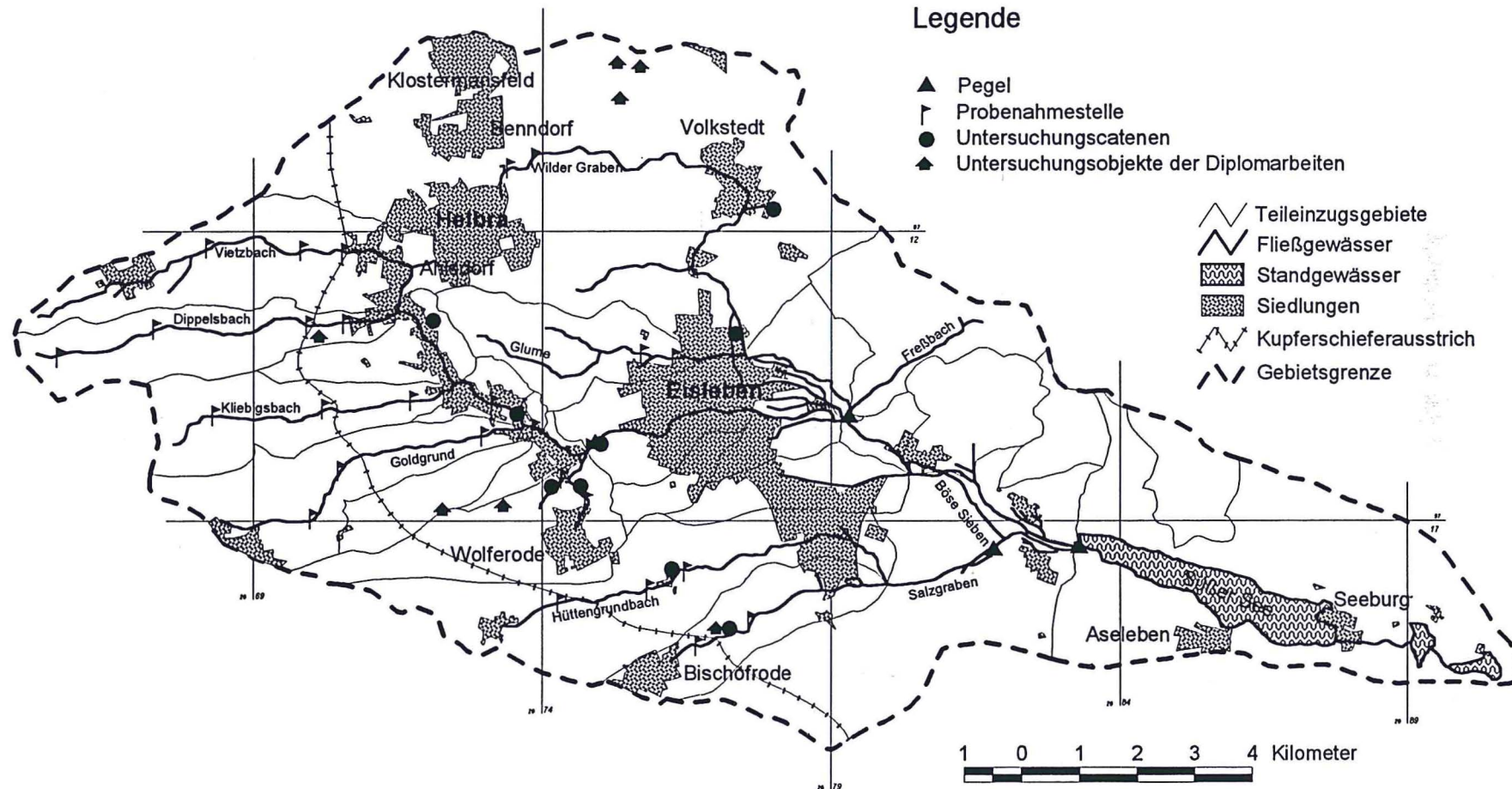
Als weitere Besonderheit des Gebietes müssen die auf verschiedenen Halden des ehemaligen Kupferschieferbergbaus anzutreffenden Schwermetallpflanzengesellschaften angesehen werden, zu deren charakteristischen Vertretern Hallers Grasnelke (*Armeria halleri*), das Kupferblümchen (*Minuartia verna* ssp. *Hercynia*) und die Gemeine Lichtnelke (*Silene vulgaris* var. *Humilis*) zu zählen sind (SCHUBERT 1953/54).

Die klimatische und pedologische Gunstsituation bedingt auch die im Untersuchungsgebiet seit Jahrhunderten betriebene intensive landwirtschaftliche Nutzung. Heute werden immer noch rund 70 % der Einzugsgebietsfläche landwirtschaftlich bearbeitet (KARTE 3). Den größten Flächenanteil nimmt dabei mit rund 5 700 ha der Getreideanbau ein (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996). Infolge der Umstrukturierung und der Subventionspolitik in der Landwirtschaft ging der Anbau von Hackfrüchten erheblich zurück. Ölsaaten (Raps, Sonnenblumen) nehmen mit 1 200 ha ebenfalls einen erheblichen Flächenanteil ein. Als besonderes Charakteristikum für das Gebiet ist der Anbau von Kulturen wie Äpfel, Pfirsiche, Aprikosen, Süß- und Sauerkirschen sowie Weinbau anzusehen.

In den 70er Jahren entwickelte sich das Gebiet durch die Anlage von Intensivobstplantagen (Äpfel) zum zweitgrößten Obstbaugebiet der DDR. Im Zuge der Umstrukturierung in der Landwirtschaft nach der „Wende“ wurde der Großteil dieser Obstplantagen aus der Produktion genommen und gerodet. Nach THOMAS (1980) existierten im Untersuchungsgebiet zum Ende der 70er Jahre rund 2 500 ha obstbauliche Nutzfläche. 1995 wurden insgesamt noch 500 ha von Intensivobstplantagen eingenommen. Kupferschieferbergbau und Landwirtschaft müssen als jene Nutzungsformen angesehen werden, welche die Landschaft im Untersuchungsgebiet am nachhaltigsten überformt haben. Im Gegensatz zur landwirtschaftlich genutzten Fläche ist der Flächenanteil des Bergbaus an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes mit rund 3 % als gering einzustufen (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996). Jedoch stellen die bergbaulich beeinflussten Flächen mit ihren Halden wichtige Kulturlandschaftselemente dar.

Karte 2

Einzugsgebiet des Süßen Sees - Untersuchungsstandorte



Bearbeiter: G. Schmidt, M. Baum 1996
 Kartengrundlage: Topographische Karte 1:10.000

3.2 Die Entstehung des Kupferschieferflözes und dessen Metallführung

Kupferschiefer ist ein feinblättriger kohlenstoff- und bitumenreicher Tonmergel bis Mergelschiefer, der zum Teil erhebliche Mengen von sulfidischen Erzmineralen führt (CISSARZ 1930a; EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; KNITZSCHKE 1966; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995). Insgesamt hat der Kupferschiefer als horizontbeständiges Sediment in Mitteleuropa eine Verbreitung von rund 6 000 000 km². Abbauwürdige Metallanreicherungen sind aber nur aus wenigen Gebieten bekannt (JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995). Durch die intensive Verwitterung von mineralreichem Abtragungsschutt des variszischen Gebirges bildete sich auf der Festlandsoberfläche ein Rasenkupferstein (FULDA 1929; EISENHUTH & KAUTZSCH 1954). Nach Absenken des paläozoischen Gebirges zum Beginn des Zechsteins wurde das Germanische Becken überflutet und der Rasenkupferstein aufgelöst. Die heutige Mansfelder Mulde befand sich zu dieser Zeit in einem flachen Randbereich des Zechsteinmeeres, in dem sich ein sapropelitisches Milieu herausbildete.

Tab. 3.4: Stratigraphische Gliederung des Kupferschiefers und Kenndaten für den Abbau (KNITZSCHKE 1966; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995)

Lage	Symbol	Name	Beschreibung	Mächtigkeit in cm	Dichte in g/cm ³	Farbe
Zechsteinkalk Ca ₁	Ca _{1a2}	Fäule	Kalkmergelstein mit sichel- und fiederförmigen Anhydriteinlagerungen	140	2,72	grauweiß
	Ca _{1a1}	Dachklotz	Kalkstein mit Pyritbohnen und Anhydritperlen	20	2,75	weißgrau
Kupferschiefer T ₁	T _{1ε}	Schwarze Berge	Mergel, Tonmergel, schwach - mäßig kohlenstoffhaltig, oberer Teil meist graue Lage	15	2,70	hellgrau
	T _{1δ}	Schieferkopf	Mergel, Tonmergel stark kohlenstoffhaltig	11	2,58	grau
	T _{1γ}	Kammschale	Tonmergel - Mergel stark kohlenstoffhaltig	3	2,45	dunkelgrau
	T _{1β}	Grobe Lette	Sandig-kalkiger Ton - Tonmergel, stark kohlenstoffhaltig	6	2,39	grauschwarz
	T _{1α}	Feine Lette	Verunreinigter bis sandiger, stark kohlenstoffhaltiger Ton	2	2,48	grauschwarz
Zechsteinkonglomerate oder Weißliegendes	Z _{1C} oder Z _{1S}	Hornbank oder Tresse		2	2,60	grau

Diese Milieubedingungen stellen sich sehr rasch ein, wenn Teile von Meeresbecken und Binnengewässern vom Wasseraustausch mit ihrer Umgebung abgetrennt werden. Unter diesen Bedingungen erfolgte die Ablagerung des Kupferschiefers in drei Sedimentationszyklen, wobei die Anreicherung von Metallen auf mehrere, zum Teil gleichzeitig ablaufende Vorgänge zurückzuführen ist. Als dominanter Prozeß der Metallanreicherung im Kupferschiefer wird vielfach die Ausfällung von Metallsulfiden unter reduzierenden Bedingungen beschrieben (GILLITZER 1935, 1936; EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; KNITZSCHKE 1954, 1966, 1995). In anaeroben Bereichen bewirken Fäulnisbakterien das Absinken des Redoxpotentials und die Entwicklung einer Schwefelmikrobengesellschaft. Die Mikroben dieses Sulfureturns reduzieren Sulfate zu H₂S. Durch diesen Prozeß können schon geringe Schwermetallgehalte aus dem Wasser ausgefällt und konzentriert werden (BAUMANN & WERNER 1981).

Karte 3

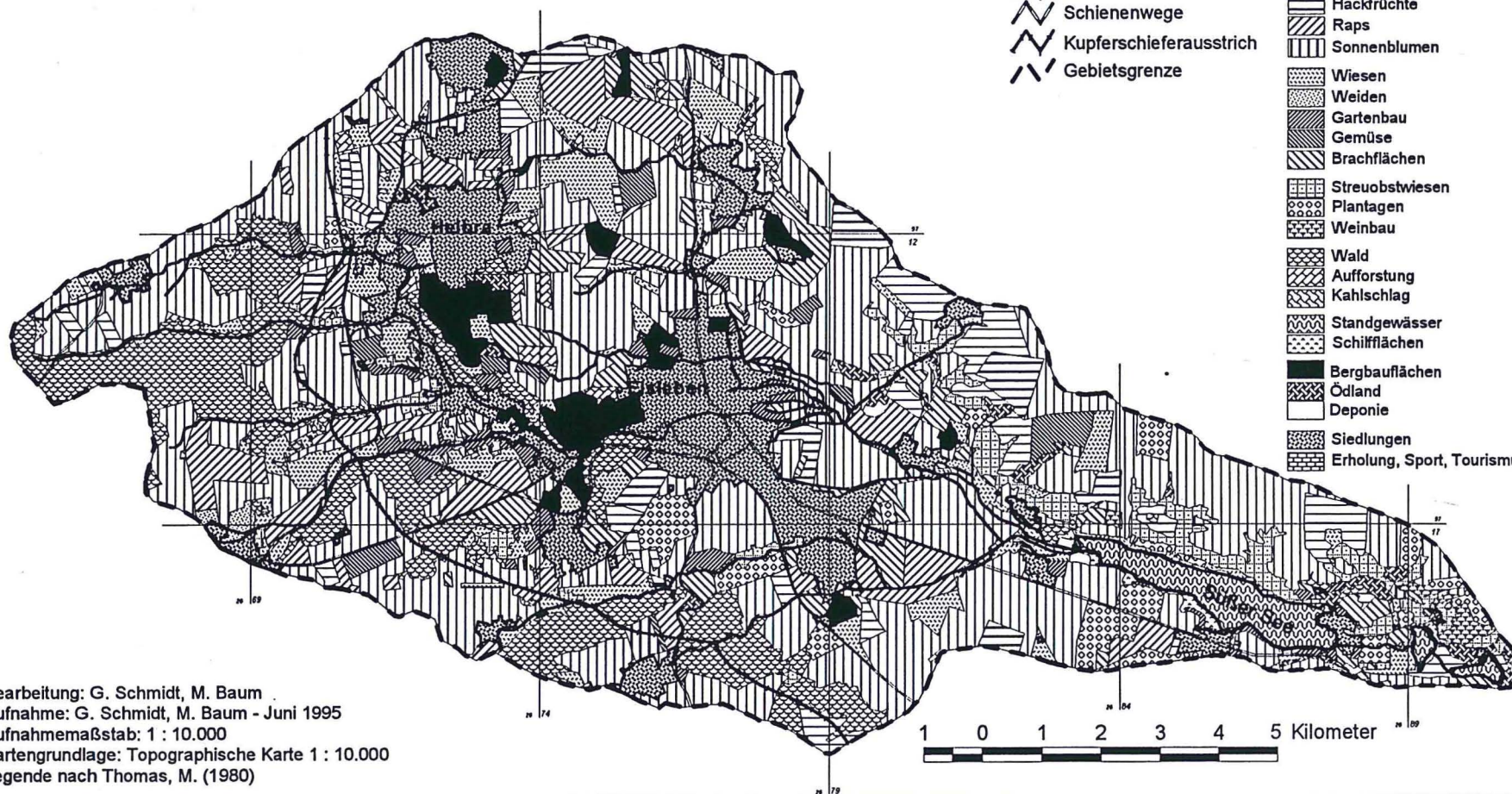
Flächennutzung im Einzugsgebiet des Süßen Sees

Legende

- Fließgewässer
- Straßen
- Schienenwege
- Kupferschieferausstrich
- Gebietsgrenze

Flächennutzung 1995

- Getreide
- Mais
- Hackfrüchte
- Raps
- Sonnenblumen
- Wiesen
- Weiden
- Gartenbau
- Gemüse
- Brachflächen
- Streuobstwiesen
- Plantagen
- Weinbau
- Wald
- Aufforstung
- Kahlschlag
- Standgewässer
- Schilfflächen
- Bergbauflächen
- Ödland
- Deponie
- Siedlungen
- Erholung, Sport, Tourismus



Bearbeitung: G. Schmidt, M. Baum
 Aufnahme: G. Schmidt, M. Baum - Juni 1995
 Aufnahmemaßstab: 1 : 10.000
 Kartengrundlage: Topographische Karte 1 : 10.000
 Legende nach Thomas, M. (1980)

Neben der Ausfällung von Metallen durch Schwefelverbindungen wird auch die fällende Wirkung von Ton und organischer Substanz als Adsorbentien beschrieben. Aufgrund der Ausbildung des Kupferschiefers in einzelne Sedimentationszyklen kann man das gesamte Kupferschieferflöz vertikal in die in Tabelle 3.4 dargestellten Lagen untergliedern.

Bedingt durch die Beckenmorphologie hat sich eine laterale petrographisch- geochemische Differenzierung vollzogen, die auf unterschiedlichen Redoxverhältnissen und der inhomogenen Verteilung an Fällungsagentien basiert (JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995). In Schwellenbereichen sind nur 25 - 30 % der in den Beckenbereichen ermittelten Gehalte an reduzierenden Komponenten (C_{org} , S^{2-}) festgestellt worden. Positive Redoxpotentiale und der geringe Gehalt an Fällungsagentien bedingen die Metallarmut der Schwellen (EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; KNITZSCHKE 1966). Im Mansfelder Revier ist folgende horizontale metallogenetische Faziesabfolge nachweisbar:

- Oxidationsvertaubung - Rote Fäule - Kupfer - Blei - Zink – Vererbung;
- Kupfergürtel - Bauwürdige Kupfervererzung;
- Blei - Zink - Gürtel - kupferunbauwürdige Blei - Zink - Vererzung.

Tab. 3.5: Durchschnittliche Hauptmetall- und Spurenelementführung des Kupferschiefers sowie seines unmittelbaren Liegenden und Hangenden im Mansfelder Lagerstättenrevier (Quelle: CISSARZ 1930b, KNITZSCHKE 1961; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995)

Lage	Hauptelemente in %			Spurenelemente in mg/kg			
	Cu	Pb	Zn	Ag	As	Cd	Ni
Dachklotz	0,14	0,11	0,42				24
Schwarze Berge	0,23	0,40	0,50	14	74	8	61
Schieferkopf	0,69	0,57	1,25	36	877	20	78
Kammschale	1,79	0,76	1,67	107	146	29	111
Grobe Lette	2,90	0,86	1,85	191	327	34	140
Feine Lette	2,57	0,61	0,96	183	855	18	147
Liegendes	0,95	0,36	1,05				55

Das Fällungsmaximum von Kupfer und Silber liegt nach JANKOWSKI & KNITZSCHKE (1995) generell im Bereich schwach negativer Redoxpotentiale und befindet sich im unmittelbaren Übergangsbereich zur Oxidationszone. Hier entsteht eisenfreies Kupfersulfid. Mit dem immer stärker reduzierendem Milieu zum Becken hin werden dann die Fällungsmaxima von Kupfer-Eisen-II-Sulfid und schließlich von Blei-Zink-Eisensulfiden erreicht. Man definiert diese Erscheinung als zoning der Metalle. Die horizontale gestaffelte Fällung dieser Metallsulfide entspricht mit der Abfolge Fe^{3+} - Cu^{1+} - Pb^{2+} - Zn^{2+} - Fe^{2+} einem Schwellen - Becken - Profil (JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995; KNITZSCHKE 1966). Eine weitere Metellanreicherung erfuhr der Kupferschiefer durch hydrothermale Aufstieg mineralhaltiger Lösungen (EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; GERLACH 1995).

3.3 Die Herausbildung der Haldenlandschaft des Mansfelder Kupferschieferbergbaus

Die heutige Verteilung der Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus spiegelt in eindrucksvoller Weise die geologische Situation und die Entwicklung des Bergbaus wider (Karte 4). Unter Berücksichtigung wirtschaftlicher, technologischer und politischer Gesichtspunkte unterscheidet man heute vier Betriebsperioden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus (EINBECK 1932; EISENHUTH & KAUTZSCH 1954; SCHUBERT 1954; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995).

Der rund 800 Jahre andauernde urkundlich belegte Bergbau nach Kupferschiefer begann im Westen des Untersuchungsgebietes, dort wo der Kupferschiefer oberflächlich ausstreicht (EINBECK 1933; EISENHUTH & KAUTZSCH 1954, JANKOWSKI 1995). JANKOWSKI (1995) geht davon aus, daß die ersten Anfänge der Kupfergewinnung durch Aufsammeln von Erzlesesteinen und Herausbrechen des zu Tage tretenden Erzes vonstatten gingen. Es folgte der Abbau des Erzes in Form von Steinbrüchen an den durch tief eingeschnittene Täler freigelegtem Kupferschieferflöz. Am Rand der Mansfelder Mulde wurden, dem flach einfallendem Flöz folgend, Stollen vorangetrieben. Der Abbau war zu dieser Zeit entlang einer Linie von Gerbstedt über Hettstedt, Mansfeld bis nach Wolferode lokalisiert. EINBECK (1931) beschreibt eine „dichte Reihe grauschwarzer bis graubrauner, kaum meterhoher Halden, die das Flözausgehende von Gerbstedt bis Wolferode säumten“.

Daß diese Halden heute nur noch sehr selten angetroffen werden, führt EINBECK (1932) darauf zurück, daß das Haldenmaterial nach dem Kupferschieferabbau wieder in die Stollen verfüllt oder zur Schotterung von Straßen benutzt wurde.

Der Bergbau folgte dem mit ca. 8° einfallendem Kupferschieferflöz immer weiter ins Muldeninnere (Abb. 3.2). Im 16. Jahrhundert erlebte der Mansfelder Kupferschieferbergbau eine frühe Blütezeit (BRÜNING 1926). Die Kupferproduktion stieg rasant an. Das Landschaftsbild wurde vor allem durch ein engmaschiges Netz von Halden geringer Höhe und Flächenausdehnung charakterisiert, welches sich im Untersuchungsgebiet als ca. 700 m breiter Saum parallel zum Ausgehenden des Kupferschiefers erstreckte. In dieser Betriebsperiode begann man mit dem Abteufen von senkrechten Schächten. Es entstanden bis zu 4 m hohe Halden mit einer Grundfläche bis zu 100 m², was auf die größeren Abbaufelder je Schacht zurückzuführen ist. Im Dreißigjährigen Krieg erfuhr der Mansfelder Kupferschieferbergbau einen Rückschlag, von dem er sich nur sehr langsam erholte. Erst Mitte des 19. Jahrhunderts wurden wieder die Produktionszahlen aus dem 16. Jahrhundert erreicht (BRÜNING 1926 & EISENHUTH & KAUTZSCH 1954).

Als großes Problem erwies sich die Beherrschung von eindringenden Grubenwässern, so daß man schon im 16. Jahrhundert mit dem Bau von größeren Bewässerungsstollen begann (Rißdorfer Stollen). Dem Vordringen in größere Tiefen folgte der Bau von weiteren Wasserhaltungsstollen im 17. und 18. Jahrhundert (Froschmühlenstollen), die die Grundlage des folgenden Bergbaus bildeten.

Tab. 3.6: Charakterisierung der Halden einzelner Abbauperioden (Quelle: EINBECK 1931; SCHUBERT 1953/54; HENTSCHEL 1977; JANKOWSKI 1995)

Zeitabschnitt	Haldengröße/ - form	Lage	Material	Kupfergehalt in mg/kg
vor 1200	heute nicht mehr erkennbar	am Ausgehenden	Schieferzersatzgrus	unbekannt
1200 - 1400	weniger als 1 m hoch, Fläche: 25 - 30 m ² , heute größtenteils verschwunden	50 - 100 m breiter Streifen entlang des Ausgehenden	Schieferzersatzgrus	900 - 9 000
1400 - 1670	1 - 4 m hoch; Fläche: 100 - 200 m ² , Hügel mit erkennbarem Trichter	ca. 700 m breiter Saum parallel zum Ausgehenden	Zechsteinkalke einzelne Kupferschieferlagen	800 - 5 000
1670 - 1815	6 - 10 m hoch, Fläche: 600 - 1 000 m ² , Hügel mit ausgeprägtem Plateau	im Anschluß an Zone 3 weitmaschigeres Netz	Zechsteinkalke einzelne Kupferschieferlagen	100 - 5 000
1815 - 1910	15 - 20 m hoch, Fläche: 1 500 - 10 000 m ² , Flachhalden mit Plateau und steilen Böschungen	Konzentration an Kraftlinien bis ins innere der Mansfelder Mulde	Zechsteinkalke Ausschläge Anhydrit	200 - 1 400
1910 - 1969	bis 130 m hoch, Fläche: 30 000 - 120 000 m ² , Flach- und Spitzkegelhalden	später nur noch 3. und 4. Schachtreihe (je 4 Schächte)	Zechsteinkalke Ausschläge Anhydrit Steinsalz	außer Ausschlägeanteil Cu-frei

Für das weitere Vordringen des Bergbaus ins Innere der Mansfelder Mulde mußten vor allem Arbeitskräfte konzentriert werden. Dies war erforderlich, um den neuen Anforderungen des Tiefbaus (Schächte über 100 m Teufe, Wasserhaltung, Wetterführung usw.) gerecht zu werden. Das Netz der Halden wurde mit zunehmender Abbautiefe immer weitmaschiger. Im gleichen Maße veränderte sich aber auch das Erscheinungsbild der einzelnen Halden. Sie wurden immer größer (bis 10 m hoch) und verbrauchten auch zunehmend wichtiges landwirtschaftliches Ertragsland (mehrere tausend m²).

Zum Ende dieser Betriebsperiode (1809) begann man mit dem Bau des Schlüsselstollens (31 km lang, 3 m breit und 1,85 m hoch), der 1879 fertiggestellt wurde. Von diesem Zeitpunkt an übernahm er die gesamte Grubenwasserhaltung im Mansfelder Revier (EINBECK 1933; JANKOWSKI 1995).

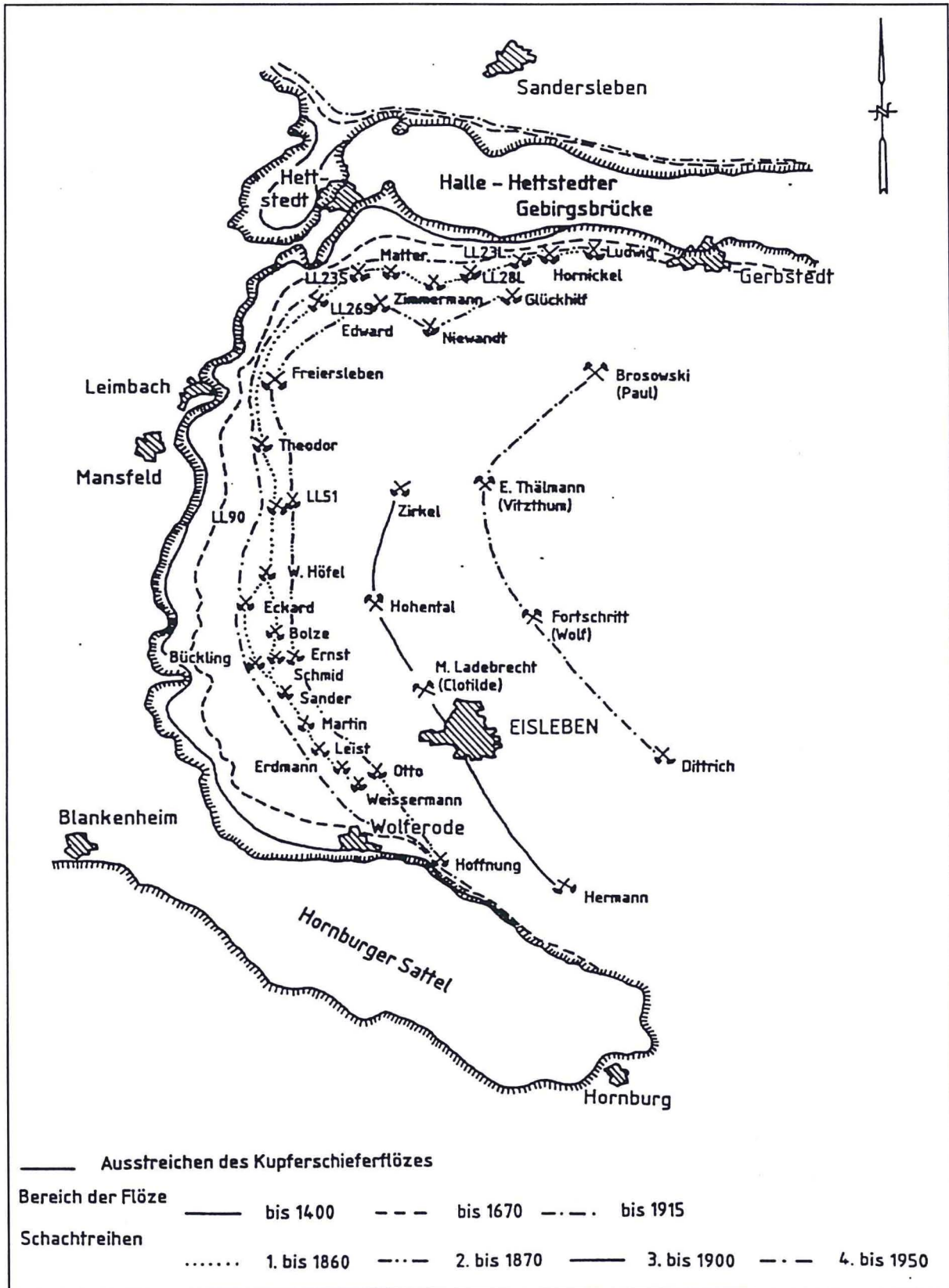


Abb. 3.2: Räumliche Ausbreitung der Schächte der Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet Süßer See (EINBECK 1931; SCHUBERT 1953; JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1996)

Mitte des 19. Jahrhunderts waren im Untersuchungsgebiet noch 16 Schächte in Betrieb (1. und 2. Schachtreihe). Ab 1860 erfolgte der Bau der ersten Tiefbauschächte, die bis 250 m unter die Erdoberfläche reichten. Man war jetzt in der Lage, von einem Schacht aus ein mehrere Quadrat-

kilometer großes Abbaufeld zu erschließen. Infolgedessen vergrößerten sich auch die zu den Schachtanlagen gehörigen Halden.

Zur Jahrhundertwende wurde die 3. Schachtreihe angelegt. Sie befand sich in einer Entfernung von 4,5 km zum Flözausgehenden. In dieser Schachtreihe wurde nur noch von 4 Schächten aus Erz gefördert. In ca. 7 km Entfernung vom Kupferschieferausstrich erfolgte ab 1910 die Anlage der 4. Schachtreihe (im UG - Fortschrittschacht, Dittrichschacht). Hier wurden durch die Aufschüttung von Spitzkegelhalden auf Flachhalden mit bis zu 130 m Höhe und einer Grundfläche bis zu 30 ha die größten Halden im Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier angelegt. Die Förderung wurde im Untersuchungsgebiet im Jahre 1967 eingestellt. 1969 erfolgte die endgültige Stilllegung des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde.

3.4 Besonderheiten des bergbaulich beeinflussten Kulturlandschaftswandels im Untersuchungsgebiet

Anhand ausgewählter Beispiele sollen im folgenden die Besonderheiten des bergbaulich bedingten Kulturlandschaftswandel dargestellt werden. Dazu wurde der Vergleich mit dem Einzugsgebiet des Salzigen Sees gewählt. Das Gebiet hat eine vergleichbare naturräumliche Ausstattung und landwirtschaftliche Nutzung. Jedoch hat dort kein Erzbergbau stattgefunden. Somit spiegelt das heutige Landschaftsinventar dieses Gebietes eine erzbergbaufreie Kulturlandschaftsentwicklung wider, und eignet sich damit für die gewählte Darstellung.

Die Weida und der Hornburger Graben entwässern ein 242 km² großes Einzugsgebiet, welches im Süden an den Untersuchungsraum angrenzt. Aufgrund der Lage im Lee des Harzes und der damit verbundenen nahezu identischen klimatischen, pedologischen Entwicklung beider Gebiete ist eine gute Vergleichbarkeit der natürlichen Landschaftskompartimente gegeben. Die Gebietsmittel des Niederschlags beider Räume erreichen eine Größe von rd. 500 mm/a. Bei Verdunstungsraten in gleicher Höhe ergibt sich eine nahezu ausgeglichene klimatische Wasserbilanz, welche im langjährigen Gebietsmittel einen Wert von ca. +30 mm/m²/a ergibt. Auch im Abflußgeschehen der Gewässer weist das Weidagebiet ein nahezu identisches Verhalten wie das Einzugsgebiet des Süßen See auf. Bei MQ-Werten, welche am Pegel Stedten mit MQ 0,297 m³/s ermittelt wurden, treten infolge sommerlicher Starkniederschläge und während der Schneeschmelze extreme Abflußspitzen auf. Der mittlere Hochwasserabfluß (MHQ) der Weida beträgt am Pegel Stedten 3,64 m³/s. Am 18.03.1987 trat an dieser Stelle das größte je in diesem Gebiet registrierte Hochwasser mit einer Durchflußmenge von 21,2 m³/s (Abflußscheitel) auf (STAU 1994).

Tab. 3.7: Charakteristische klimatische und hydrologische Daten für die Einzugsgebiete Weida und Süßer See; Reihe 1960 - 1993 (THOMAS 1980; METEOROLOGISCHER DIENST DER DDR 1980; STAU 1993;)

Parameter	Einzugsgebiet	
	Süßer See	Salziger See
Fläche in km ²	169	242
mittlerer Niederschlag* in mm/a	593	544
mittlere Verdunstung* in mm/a	553	553
mittlere Jahrestemperatur* in °C	8,4	8,8
mittlere Abflussspende* in l/s/km ²	1,47	1,71

* - Gebietsmittel

Aufgrund der Pleistozän bedingten flächenhaften Verbreitung äolischer Substrate in beiden Einzugsgebieten hat sich unter nahezu identischen Klimabedingungen ein sehr ähnliches Bodeninventar entwickelt. Vorherrschend in beiden Gebieten sind Bodenbildungen auf Löß, wobei die Schwarzerde dominiert. Diese günstigen Standortbedingungen führten in beiden Gebieten zur Entwicklung intensiver landwirtschaftlicher Nutzungen, unter denen der Anbau von Getreide und Hackfrüchten in der jüngeren Vergangenheit den größten Flächenanteil beanspruchte (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996). Im Ergebnis dieser Landnutzungsform erhöhte sich die ohnehin schon natürliche, substratbedingte, starke Erosionsdisposition der Böden. Im Zusammenwirken mit häufig auftretenden erosionswirksamen Starkniederschlägen führen auch die Gewässer im Weidagebiet erhebliche Sedimentfrachten. Die benachbarte Lage beider Einzugsgebiete und die große Übereinstimmung der Naturlandschaftsentwicklung läßt allgemein auch eine identische Besiedlungs- und

Kulturlandschaftsentwicklung erwarten. Hierin ergeben sich jedoch im Vergleich beider Gebiete erhebliche Unterschiede. Diese resultieren aus der Existenz eines Standortfaktors im Einzugsgebiet des Süßen See, welcher im Weida - Gebiet in dieser Form nicht gegeben ist - die Kupferschieferlagerstätte.

Die Genese der Kulturlandschaft beider Gebiete reicht bis in das Neolithikum zurück. Es ist davon auszugehen, daß aufgrund der natürlichen Ausstattung vorerst eine gleichmäßige, agrarisch geprägte Entwicklung vonstatten ging. Mit dem Einsetzen des Kupferschieferbergbaus im späten Mittelalter wurden Veränderungen im Stoffhaushalt und im Landschaftsbild des Untersuchungsgebietes hervorgerufen, die im benachbarten, ähnlich ausgestatteten und weiterhin agrarisch geprägten Einzugsgebiet der Weida nicht zu registrieren sind. Ein Ergebnis der unterschiedlichen wirtschaftlichen Entwicklung beider Gebiete ist in der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur zu sehen (Tabelle 3.8). Das Weida - Gebiet weist eine wesentlich geringere Bevölkerungsdichte auf als das Einzugsgebiet Süßer See.

Tab. 3.8: Einwohnerdichte der Einzugsgebiete Süßer See und Weida im Jahr 1973 (ORTSLEXIKON DER DDR 1974)

Einzugsgebiet	Fläche in km ²	Einwohner	Einwohnerdichte in EW/km ²
Süßer See	169	59.985	355
Salziger See	242	35.843	148

Hinsichtlich des Landschaftsbildes stellen die Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet Süßer See die charakteristischen Unterscheidungsmerkmale zum Einzugsgebiet der Weida dar. Ansonsten dominieren in diesem Gebiet ähnlich wie im Weida - Gebiet landwirtschaftliche Nutzflächen, die infolge groß angelegter Flurbereinigungen eine geringe Diversität aufweisen. In den höheren Lagen beider Gebiete (Hornburger Sattel, Ziegelrodaer Plateauhügelland und dem Anstieg zur Unterharzhochfläche) trifft man ausgedehnte Waldflächen an.

Hinsichtlich des Stoffhaushaltes ist die Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet des Süßen See das wesentliche Unterscheidungsmerkmal (Tabelle 3/9). Die Ursachen hierfür sind neben dem historischen Bergbau und der Kupfergewinnung auch in einer Vielzahl weiterer Quellen zu sehen, die sich als Folge der bergbaulichen Raumerschließung im Einzugsgebiet Süßer See viel stärker entwickelt haben als im Nachbargebiet (hohe Bevölkerungsdichte, höheres Verkehrsaufkommen, Ansiedlung metallverarbeitenden Gewerbes). Die mittleren Schwermetallgehalte der Oberböden im Einzugsgebiet der Weida erreichen im wesentlichen die geogenen Hintergrundwerte für Löß. Im Einzugsgebiet Süßer See wurden dagegen durchschnittliche Schwermetallgehalte im Oberboden ermittelt, die die geogenen Grundgehalte des Löß an Pb und Zn um das 10fache und bei Cu um das 20fache übersteigen.

Tab. 3.9: Durchschnittliche Schwermetallgehalte der Oberböden (0 - 30 cm) in den Einzugsgebieten Weida und Süßer See (TÜV-BAYERN 1991)

Schwermetallgehalte	background	Einzugsgebiete	
	Löß	Süßer See	Weida (Salziger See)
Pb in mg/kg	34	281	30
Cu in mg/kg	15	309	14
Zn in mg/kg	53	528	53

4 Untersuchungsmethoden

4.1 Methodische Grundlagen und Vorgehensweise

Die in drei Gruppen gegliederten, unmittelbar und mittelbar bergbaulich bedingten Einflüsse auf das Landschaftsbild und den Stoffhaushalt der Landschaft, wirken sich in unterschiedlicher Art und Intensität auf einzelne Landschaftskompartimente aus. Dabei reicht die Palette der Auswirkungen von Veränderungen der Morphologie (Halden), welche das Kulturlandschaftsbild teilweise aufwerten können, bis hin zur vollkommenen Zerstörung der ökologischen Funktionalität einzelner Kompartimente oder Teilgebiete/-räume der betreffenden Landschaft durch stoffliche Überbelastungen (Gewässereutrophierung). Bezüglich der formulierten Zielstellung für die eigenen Untersuchungen müssen daher zuerst alle potentiellen Quellen (geogene und anthropogene) für den Eintrag von Schwermetallen in die zu untersuchenden Kompartimente ermittelt werden. Dabei werden diese Quellen entsprechend der in Abschnitt 1.1 vorgenommenen Gliederung differenziert betrachtet. Des weiteren erfolgt anhand vorliegender Daten über Emissionsmengen, Stoffspektren und Bindungsformen eine Wertung des Anteils der jeweiligen Quelle an der Gesamtbelastung mit einem Stoff. Resultierend aus der Einstellung des Bergbaus im Jahr 1968 und der Stilllegung der Verhüttung 1990 sind für die Untersuchungen neben den aktuellen vor allem auch historische Eintragsquellen von Bedeutung (Tab. 4.1).

Tab. 4.1: Potentielle Quellen der Schwermetallbelastung von Böden und Gewässern im Untersuchungsgebiet

Zeitbezug	Emittentengruppe		
	primär	sekundär	tertiär
historisch	- Förderung (Kläubung, Transport, Wasserhaltung, Stollen, Halden)	- Verhüttung (Schmelzen, Brennen, Rauchgase, Stäube, Lagerung der Abprodukte)	- kommunale Abwässer - Hausbrand - Verkehr - Düngung
aktuell	- Stollen - Halden	- Schlackehalden - Theisenschlamm - kontaminierte Hüttengelände	- kommunale Abwässer - Hausbrand - Verkehr - Düngung

Mit der Beendigung des Bergbaus und der Verhüttung des Kupferschiefers hat sich im Untersuchungsgebiet ein gravierender Wandel der Emissionssituation vollzogen. So wurden durch die Stilllegung der Rohhütten Helbra (1990) und Eisleben (1972) die dominierenden Emissionsquellen beseitigt (RAT DES BEZIRKES HALLE 1989; NOELL 1992). Von den Hinterlassenschaften der Verhüttung (Schlackehalden, Theisenschlammbecken und den hochkontaminierten Betriebsgeländen) gehen jedoch heute immer noch Schwermetallemissionen aus. Infolge der Beseitigung der dominierenden Emissionsquelle für Schwermetalle gingen auch deren Einträge in Böden und Gewässer stark zurück. Gemessen am stark verringerten Gesamteintrag in die verschiedenen Umweltmedien erlangen andere Emittenten eine größere Bedeutung, da sie nicht mehr von der Dominanz der Emissionen aus den Rohhütten überdeckt werden.

Im Rahmen dieser Untersuchungen zu aktuellen Emissionsquellen wurde ein Augenmerk auf die von Bergbaurelikten ausgehenden Schwermetallemissionen und deren Einfluß auf die Böden und Gewässer des Untersuchungsraumes gerichtet. Hierfür erschien es notwendig, sowohl die Höhe der geogen bedingten Grundgehalte von Böden und Gewässern an Schwermetallen zu bestimmen, als auch die Höhe jener Schwermetallbelastung, die im Laufe der Kulturlandschaftsentwicklung ohne den Bergbau (in diesem Fall ohne den Kupferschieferbergbau) entsteht, zu untersuchen. Dazu konnte auf vorliegende Informationen anderer Bearbeiter zurückgegriffen werden (TÜV - BAYERN 1991; FELDHAUS, GUTTEK & SCHRÖDER 1995 zitiert bei ALTERMANN 1996).

Die Vielzahl potentieller Emissionsquellen im Untersuchungsgebiet erforderte eine kleinräumige objektbezogene Untersuchung, da eine Zuordnung von Kontaminationen zu bestimmten Emissionsquellen auf der Basis einer Betrachtung von Akkumulationsräumen nicht genügen kann. Dabei sollte eine möglichst detaillierte Untersuchung des gesamten Migrationsweges von der Quelle zur Senke erfolgen, um räumliche Zusammenhänge bzw. kausale Beziehungen eindeutig nachweisen zu können. Damit wurde der Versuch unternommen, Migrationspfade von aus Halden emittierten

Schwermetallen zu erfassen und zu bewerten sowie die räumlichen Grenzen (Reichweite) des Haldeneinflusses zu beschreiben.

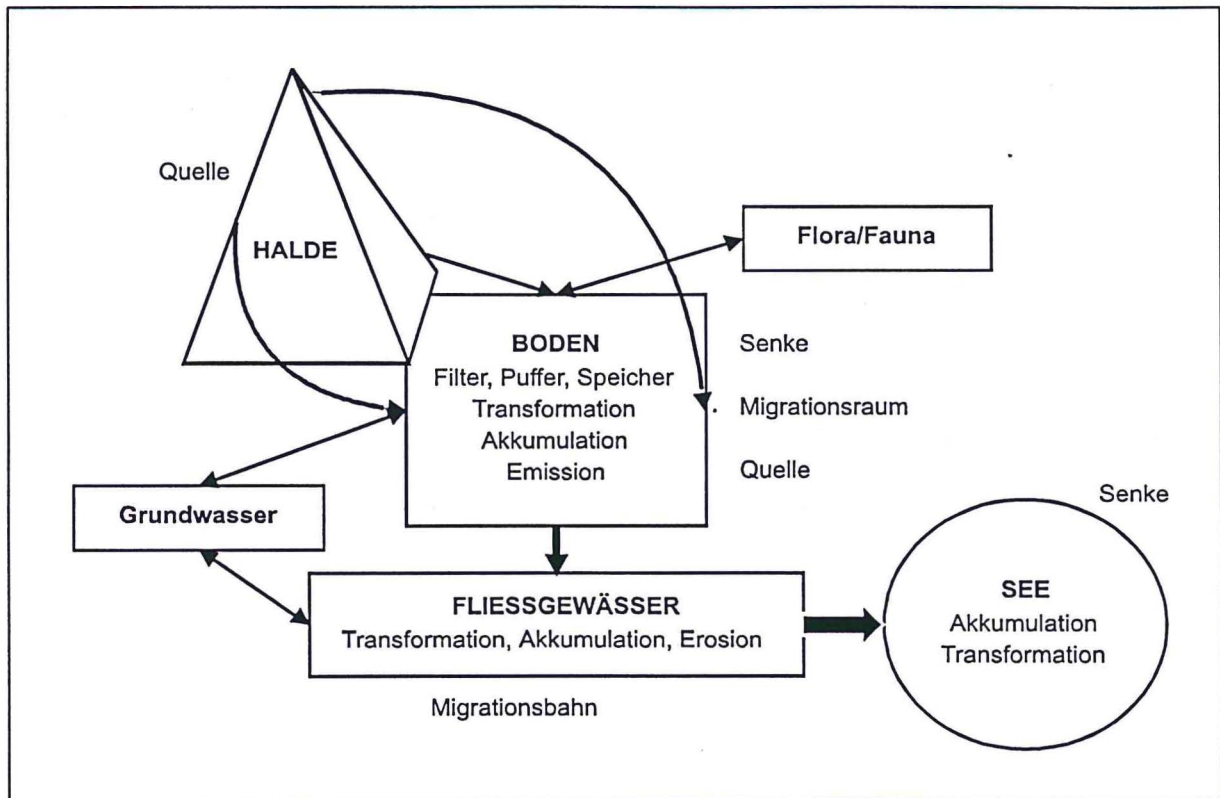


Abb. 4.1: Schematische Darstellung der untersuchten Quellen-Senken-Beziehungen und Funktionen für potentielle Schwermetallemissionen aus Bergeshalden im Untersuchungsgebiet

4.2 Auswahl von Untersuchungsstandorten

Der Einfluß der Bergbauhalden auf die Schwermetallbelastung von Böden und Gewässern sollte anhand von Untersuchungen an einzelnen, unterschiedlich strukturierten Halden dargestellt werden. Zuerst mußten geeignete Untersuchungsobjekte ausgewählt werden, die vor allem die Vielfalt der im Einzugsgebiet des Süßen Sees vorhandenen Halden repräsentieren. Im Untersuchungsgebiet kann man nach Morphologie und Alter im Wesentlichen drei Haldentypen voneinander unterscheiden:

- 1. Klein- und Kleinsthalden;
- 2. Flachhalden;
- 3. Spitzkegelhalden.

Des weiteren wurde darauf geachtet, daß sich die Halden auf möglichst unterschiedlichen Standorten befinden, um die Auswirkungen von bodentypspezifischen Eigenschaften auf die Schwermetallmigration zu erfassen. Zur Differenzierung des Einflusses einzelner Bodentypen auf Schwermetallemissionen aus Halden galt es, jeweils eine Halde je Haldentyp auf einem der 4 charakteristischen, im Gebiet vorkommenden Böden, zu untersuchen. Die im Gebiet vorherrschenden Böden wurden in Abhängigkeit von ihrer Genese, ihrem Chemismus und den sorptionsbestimmenden Eigenschaften in 4 Gruppen gegliedert:

- A) Löß - Schwarzerde/- Pararendzina;
- B) Schutt bis Berglehm/-ton, Braunerde/Pelosol;
- C) Lößlehm - Parabraunerde/Griserde;
- D) Auenschluff/-lehm bis Kolluviallehm – Gleye.

Aus dieser Kombination ergaben sich 12 potentielle Untersuchungsstandorte. Geländebegehungen zeigten jedoch, daß man diese „Idealvorstellung“ unter den realen Bedingungen nicht auffinden kann. Der Anspruch einer relativen Nähe der in Frage kommenden Halden zu Vorflutern muß als

weitere, die Zahl der möglichen Testflächen einschränkende, Bedingung angesprochen werden. Die Arbeiten mußten aus diesen Gründen auf insgesamt 9 Untersuchungsstandorte konzentriert werden (Tab. 4.2).

Tab. 4.2: Ausgewählte Untersuchungsstandorte

Bodengruppe Haldentyp	A	B	C	D
Klein- und Kleinsthalden	3 ¹		1	
Flachhalden	2			4, 5, 6
Spitzkegelhalden	8			
Schlackehalde		7		
ehem. Schlackehalde (Deponie)	9			

1 - im Folgenden bezeichnen diese Ziffern die einzelnen Untersuchungsstandorte

Die in Tab. 4.2 aufgeführten fettgedruckten Zahlen geben die Nummer des jeweiligen Untersuchungsstandortes an. Im Abschnitt 5.2 werden diese einzelnen Standorte ausführlich beschrieben.

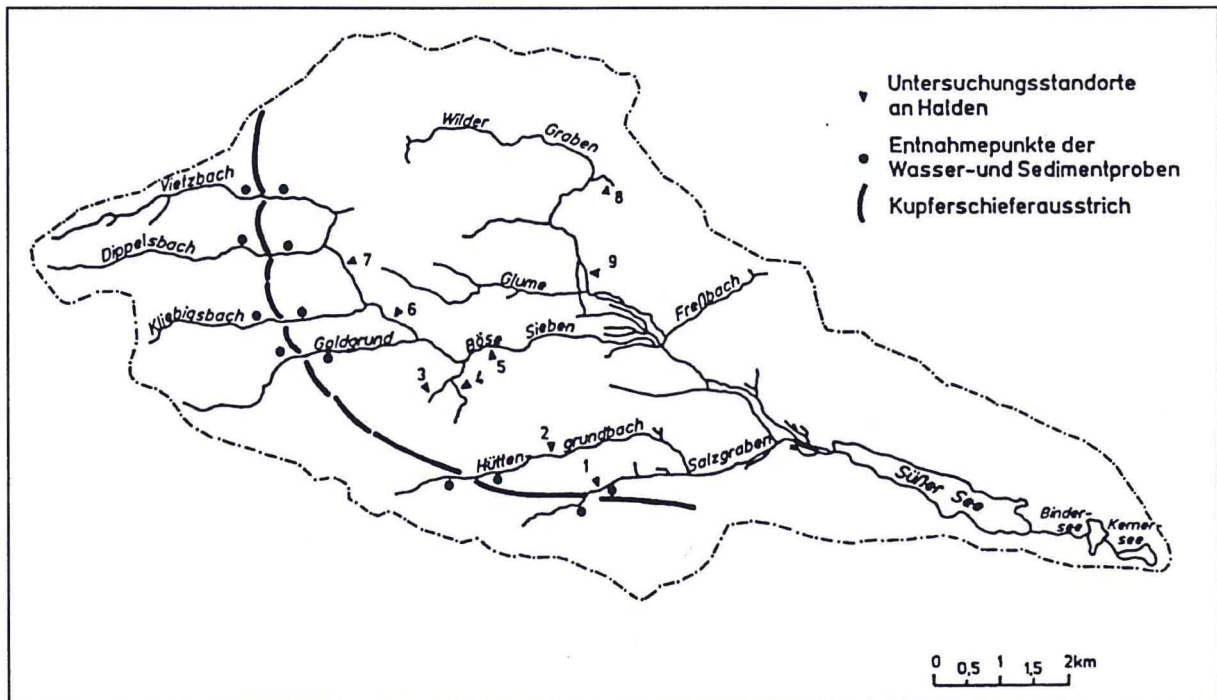


Abb. 4.2: Lage der Untersuchungsstandorte im Einzugsgebiet des Süßen Sees

Aufgrund der starken Überlagerung von Emissionen aus unterschiedlichen Quellen im Untersuchungsgebiet, erwies es sich als sehr schwierig, nicht haldenbedingte Einflüsse auf die Schwermetallbelastung der Untersuchungsobjekte auszuschließen. Deshalb sollte gleichzeitig in einem Abschnitt der Arbeit versucht werden, den Anteil von bergbaubedingten Emissionen an der aktuellen Gesamtschwermetallbelastung der untersuchten Böden und Gewässer zu erfassen und zu bewerten.

4.3 Feldmethoden

4.3.1 Boden- und Pflanzenuntersuchungen

Zur Erfassung und Bewertung der die Halden umgebenden Böden sowie der Schwermetallverteilung in ihnen wurde eine pedologische Bestandsaufnahme nach dem CATENA-Prinzip zwischen Halden und Fließgewässern durchgeführt. Je nach Entfernung der unterschiedlichen Halden zum jeweiligen Vorfluter erfolgte die Anlage von 2 bis 4 Bodenschürfen (Abb. 4.3). Die freigelegten Profile wurden beschrieben, vermessen und fotografiert. Besondere Berücksichtigung bei der Profilaufnahme fanden eventuelle Einschlüsse von Haldenmaterial in das Substrat.

Nach der anschließenden Säuberung der Bodenprofile wurden mit einer Plastikschaufel Bodenproben, von der Profilschle beginning (jeweils etwa 500 g), zur Analyse entnommen, in Behälter verpackt und mit Nummern versehen. Die Tiefe der Bodenschürfe, Anzahl der entnommenen Proben und ihre Entnahmetiefen orientierten sich an der Mächtigkeit des jeweiligen Bodenprofils und an der Ausprägung der einzelnen Bodenhorizonte. Alle Bodenproben wurden als Mischproben für einen Horizont oder einen Abschnitt (bei mächtigen Horizonten) des jeweiligen Horizontes aus der gesamten Profilsbreite von ca. 1 m entnommen. Des weiteren erfolgte eine Vermessung und kartographische Aufnahme der ausgewählten Catenen. Dazu wurde ein Aufnahmeschlüssel entwickelt, in den wesentliche, für eine Bewertung von Stoffflüssen wichtige Parameter wie Hangneigung, Entfernung Halde - Vorfluter, Verwitterungszustand des Haldenmaterials und seine Größenfraktionierung, eingingen. Aus der Bestimmung der Körnung konnten schon im Gelände erste Prognosen zu den möglichen Transportpfaden abgeleitet werden.

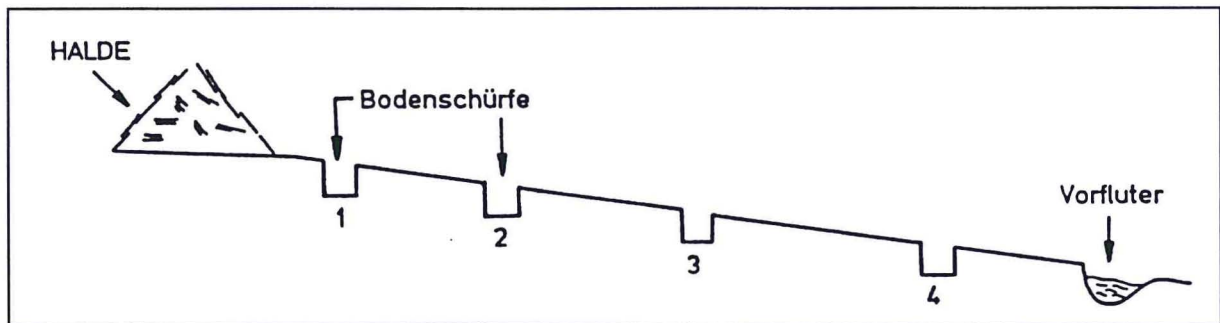


Abb. 4.3: Schematische Darstellung der Aufnahmeanordnung

In diese Aufnahme fanden weiterhin Beschreibungen der Nutzungsart sowie der Zustand der vorherrschenden Vegetation in der Umgebung der Halden Eingang. Informationen zu Alter, Größe, Volumen und Materialzusammensetzung einzelner Halden wurden freundlicherweise von der Mansfelder Kupferbergbau GmbH (WORDELMANN 1993) zur Verfügung gestellt.

Diese Daten erhielten eine weitere Ergänzung durch vor Ort durchgeführte Betrachtungen zur Vegetationsbedeckung und erkennbaren „Metalltransformationen“ wie oxidischen Krusten usw. Außerdem wurde auch versucht, andere für die Themenstellung wichtige Emissionsquellen für Schwermetalle in einer Entfernung von 500 m von der jeweiligen Halde mit zu erfassen und hinsichtlich ihrer möglichen Wirkung auf den aktuellen Belastungszustand zu bewerten.

Am Untersuchungsstandort 1 erfolgte außerdem im Spätsommer 1994 an drei verschiedenen Hangpositionen zwischen Halde und Vorfluter eine Entnahme von Pflanzenproben an Spitzahorn (*Acer platanoides*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und 1 - 2jährigen Jungpflanzen aus dem Unterwuchs sowie Farn. Diese Untersuchungen sollten Aussagen über die Größenordnung der Schwermetallaufnahme durch Pflanzen unter den dort vorherrschenden pedologischen Bedingungen ermöglichen.

4.3.2 Untersuchungsanordnung zur Erfassung des Lösungstransports von ausgewählten Schwermetallen

Zur Erfassung der Schwermetallodynamik entlang der ausgewählten Catenen war es notwendig, eine Geländemeßtechnik zu entwickeln, mit deren Hilfe sowohl die Schwermetallemissionen aus den Halden als auch die Einträge in das Vorflutsystem kontrolliert werden können. Die einzusetzende Meßanordnung sollte so beschaffen sein, daß vor allem Oberflächenabfluß und oberflächennaher Interflow erfaßt werden konnte. Zu diesem Zweck wurden spezielle Trichter hergestellt, die an ihrem Ende in ein Auffanggefäß mündeten. Installiert wurden diese Meßeinrichtungen an den Grenzflächen zwischen Halde und Boden sowie im Übergangsbereich zwischen terrestrischem und aquatischem System (Abb. 4.5). Ihre Positionierung erfolgte so, daß das Oberflächenwasser sowie das Interflowwasser bis in eine Tiefe von 25 - 30 cm erfaßt werden konnte. Diese Stoff - Fallen bestehen aus Polypropylenplatten, welche zu einem flachen Trichter geformt wurden. Ihre Kantenlänge an der Öffnung beträgt 100 cm. Der Abfluß wird durch eine 16 cm² große Öffnung gewährt. Alle von der Sedimentfalle erfaßten Materialien werden in einer PE-Flasche aufgefangen. Den Flaschen wurden vor dem Aufstellen im Gelände einige Tropfen HNO₃ (10 %ig) zugegeben, um einer möglichen Sorption von Schwermetallen an der Gefäßwand entgegen-

genzuwirken. Nach ihrer Ausbringung wurde die Meßanordnung mit einer Folie abgedeckt, um sie vor dem direkten Niederschlagseinfluß zu schützen und so eine Verdünnung und damit Meßwertverfälschung zu vermeiden. Die Fallen befanden sich über einen Zeitraum von zwei Jahren in kontinuierlichem Meßbetrieb. Im 2 - Wochen - Rhythmus wurden die Auffanggefäße ausgetauscht, und die unterschiedlich vollen Behälter zur Analyse ins Labor gebracht.

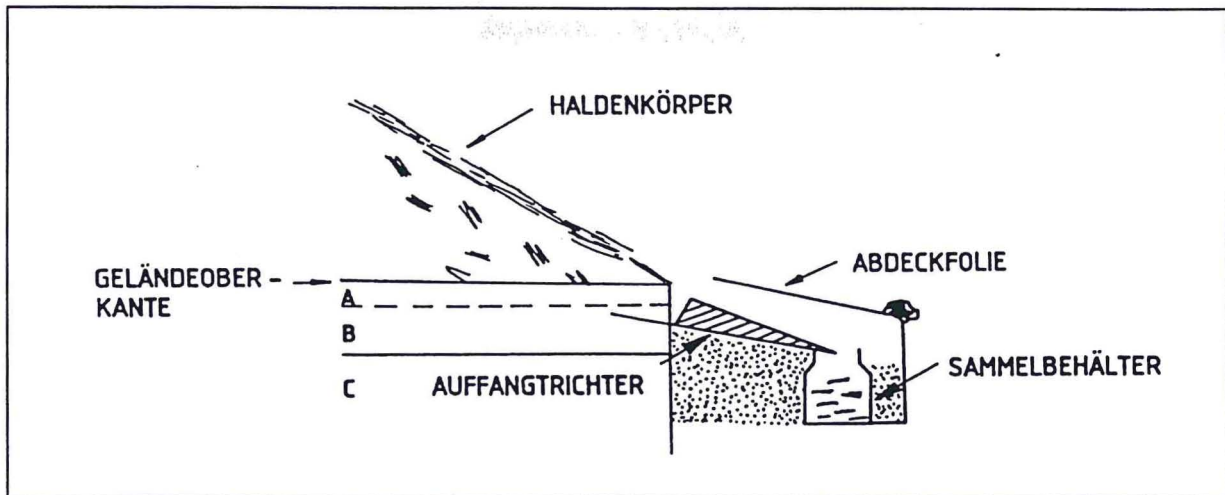


Abb. 4.4: Schematische Darstellung der Auffangeinrichtung für Oberflächenabfluß und Interflow (Stofffalle)

Ein wesentlicher Nachteil dieser Instrumentierung besteht darin, daß der Basisabfluß nicht mit erfaßt werden kann. Zur Erfassung des Basisabflusses wäre eine wesentlich aufwendigere Instrumentierung nötig gewesen, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht installiert und betreut werden konnte. Hierin liegt auch ein wesentlicher Grund dafür, warum keine Bilanzierung des Schwermetallaustrages aus den Bergehalden vorgenommen werden konnte.

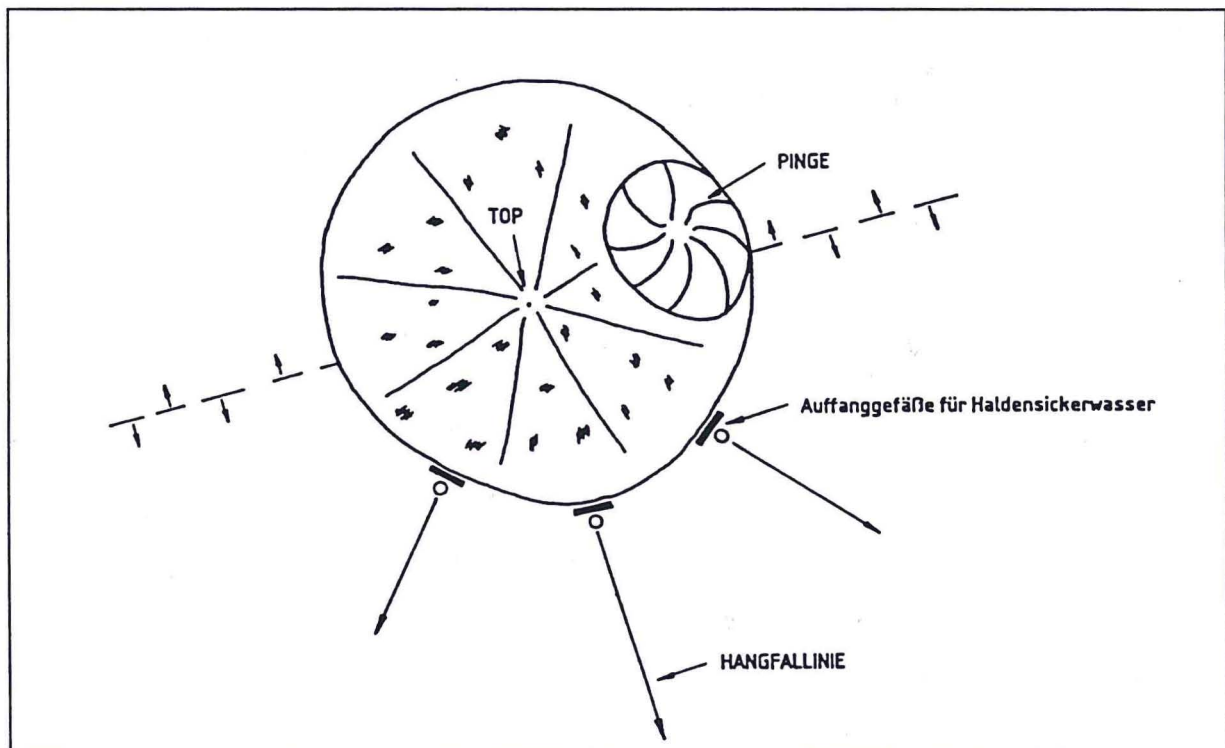


Abb. 4.5: Lage der Auffanggefäße für Haldensickerwässer

Im Laufe des Meßprogrammes stellte sich außerdem heraus, daß sich die Abdeckung der Anordnung mit normaler Gartenfolie als windanfällig zeigte, so daß anfangs ein häufiges Wechseln der Abdeckung nötig war. Später wurde dann strapazierfähigeres Material eingesetzt und damit diese Fehlerquelle weitestgehend ausgeschlossen.

4.3.3 Wasser- und Sedimentuntersuchungen

Zur Bilanzierung der Lösungsfrachten von Schwermetallen der Vorfluter erfolgte eine wöchentliche Beprobung der Fließgewässer über den Zeitraum von einem Jahr. Hierzu wurden an der Mündung von 3 Teileinzugsgebieten Behelfspegel eingerichtet. An diesen ausgebauten Meßstrecken erfolgte eine kontinuierliche Aufzeichnung der Wasserstände mittels Pegelmeßsonden und Datalogger. Im Rahmen von wöchentlichen Beprobungen und Kontrollfahrten wurden an den Meßstrecken Durchflußmessungen mit dem Meßflügel C 31 der Firma Ott durchgeführt. Anhand der so gewonnenen Daten erfolgte die Aufstellung von W – Q - Beziehungen für die 3 Meßstellen. Das Staatliche Amt für Umweltschutz in Halle/S. stellte freundlicherweise Abflußdaten der Meßstelle an der Mündung von Böse Sieben und Salzgraben in den Süßen See zur Verfügung. Die Lage aller Durchflußmeßstellen ist in Karte 3 dargestellt.

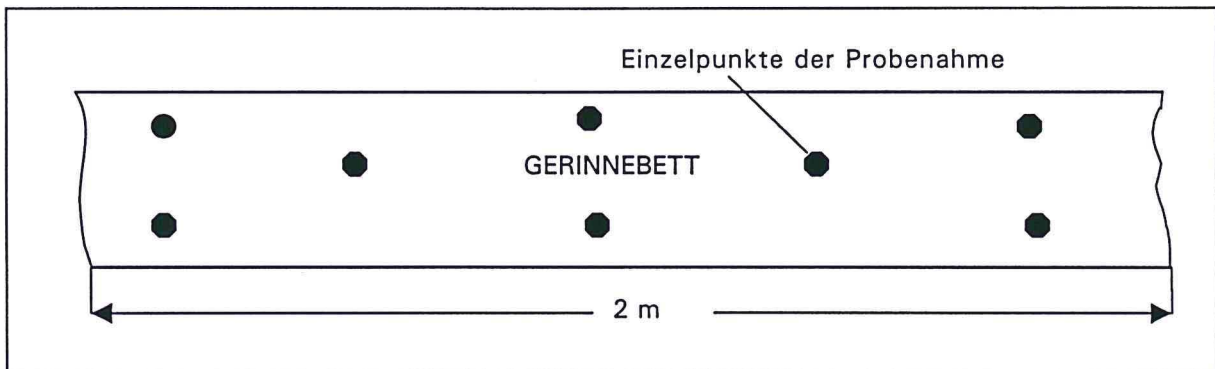


Abb. 4.6: Schematische Darstellung des Probenahmerasters an ausgewählten Standorten der Sedimentprobenahme

An einigen ausgewählten Haldenstandorten wurden zusätzlich Schwermetalluntersuchungen am Gerinnesediment durchgeführt. Diese Untersuchungen hatten zum Ziel, den direkten Einfluß der Bergehalden auf die Vorfluter zu ermitteln. Dazu wurden Sedimentproben aus den Vorflutern in der unmittelbaren Umgebung der Halden entnommen. Die Entnahmestandorte wurden so gewählt, daß der Einfluß von haldenbedingten Schwermetallimissionen ausgeschlossen werden konnte. Weitere Probenahmen erfolgten dann im Bereich des potentiellen Haldeneinflusses. Veränderungen in der Schwermetallführung der Sedimente sollten als ein Indiz für die mögliche Beeinflussung durch Bergehalden herangezogen werden. Die Probenahme erfolgte mit einem Plastik - Gefäß in einem Gewässerabschnitt von 2 m Länge. Es wurden an verschiedenen Punkten über die gesamte Länge und Breite der gewählten Abschnitte Einzelproben entnommen und zu einer Mischprobe zusammengestellt.

4.4 Labormethoden

Die entnommenen Bodenproben wurden in ihren Transportbehältnissen luftgetrocknet. Danach erfolgte die Zerkleinerung des Materials in einem Porzellanmörser. Anschließend wurden die Proben durch ein Plastiksieb auf 2 mm abgesiebt und für die notwendigen Analysen aufgeteilt. Die Laboranalysen erfolgten nach der entsprechenden DIN oder den im Geoökologischen Labor des Instituts für Geographie üblichen Richtlinien. Es wurden folgende Parameter bestimmt :

- Kalkgehalt CaCO_3 (Scheiblerapparatur);
- organische Substanz (Trockenveraschung);
- pH - Wert (H_2O ; KCl);
- Korngröße (Schlämung nach KÖHN).

Die Sulfatbestimmung (SO_4^{2-}) erfolgte photometrisch über BaSO_4 mit dem Spektralphotometer CADAS 100 der Firma Dr. Lange.

Für die Schwermetallanalysen wurden die Bodenproben mittels drei verschiedener Aufschlußverfahren vorbereitet. Zur Bestimmung der Gesamtgehalte an Cu, Pb, Zn, Ni, und Cd erfolgte der

Aufschluß nach DIN.38414 (S7) mit Königswasser. In gleicher Weise sind die Sedimentproben zur Analyse vorbereitet worden.

Die ökologisch relevanten leicht nachlieferbaren und wasserlöslichen Bodenschwermetallanteile wurden nach Extraktion mit Ammoniumchlorid (NH_4Cl) und entionisierten Wasser bestimmt. Die NH_4Cl -Extraktion erfolgte mit Hilfe eines Extraktiongestells, in das 20 Spritzen mit einem Volumen 100 ml eingegangen werden können. Auf einer Filterschicht aus Quarzsand und Rundfiltern wurden 10 g Probematerial gegeben und mit 25 ml 0,5 molarer Ammoniumchloridlösung übergossen. So vorbereitet blieben die verschlossenen Spritzen 12 Stunden stehen. Danach erfolgte das Durchpressen der Flüssigkeit durch Probe und Filterschicht in einen Meßkolben. Die Spritzen wurden nochmals mit Ammoniumchloridlösung gefüllt (75 ml) und sofort ausgepreßt, so daß 100 ml analysefertige Lösung entstanden. Die Extraktion mit entionisiertem Wasser erfolgte nach derselben Vorgehensweise.

Mittels Filtration durch langsame Filter (Schleicher & Schuell) sind die entnommenen Wasserproben aus den Gewässern und den Stoffallen auf die Analyse ihrer Gehalte an Cu, Pb und Zn vorbereitet worden. Alle Pflanzenproben wurden gewaschen, getrocknet, eingewogen und nach der von HOFFMANN & SCHWIEGER (1981) empfohlenen Methode zur Analyse aufbereitet. Die so gewonnenen Lösungen wurden ebenfalls auf ihre Gehalte an Cu, Pb und Zn untersucht. Die Schwermetallanalysen erfolgten in Abhängigkeit vom Untersuchungsmedium und den zu erwartenden Konzentrationen mit Flammen- oder Graphitrohr-AAS. Die Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) der Böden an drei ausgewählten Untersuchungsstandorten erfolgte nach Aufschluß mit 0,5 mol NH_4Cl - Lösung über AAS.

5 Kurzcharakteristik der stofflichen Belastung von Böden und Gewässern im Untersuchungsgebiet

Die stoffliche Belastung der Umweltmedien Boden, Luft und Wasser im Untersuchungsgebiet weist eine hohe Diversität hinsichtlich ihres jeweiligen Spektrums auf (RAT DES BEZIRKES HALLE 1989; TÜV - BAYERN 1991; MUN 1994; FRÜHAUF & SCHMIDT 1996; SCHRECK 1996;). Bezüglich der Beeinträchtigung der ökologischen Funktion des Süßen See und seiner Vorfluter sind vor allem 3 Stoffgruppen von großer Bedeutung:

- Nährstoffe und Salze (Phosphor, Stickstoff, Sulfat und Chlorid);
- Schwermetalle;
- Feststoffe, Suspensionsfrachten (bedingt durch Bodenerosion).

Dabei können diese Stoffgehalte/-belastungen entsprechend ihrer Herkunft in geogene und anthropogene Anteile gegliedert werden. Außerdem müssen die punktuellen von den diffusen Eintragsquellen unterschieden werden. Diese Quellen des Stoffeintrages in die genannten Umweltmedien sind sehr vielgestaltig.

Aufgrund der Überlagerung verschiedenster Nutzungseinflüsse können im Untersuchungsgebiet allerdings oftmals kaum einzelne Emissionsquellen verifiziert werden (SCHMIDT 1995; SCHMIDT & FRÜHAUF 1996). Zum einen liegen nur wenige Informationen über die Qualität und Quantität einzelner punktueller Einleitungen vor und zum anderen erscheinen aufgrund der relativ schlecht ausgeprägten infrastrukturellen Einrichtungen eine Vielzahl kleiner punktueller Einleitungen als insgesamt diffus. So verfügen zum Beispiel einige dörfliche Siedlungen noch nicht über ein Kanalisationsnetz. Die einzelnen Haushalte der betreffenden Ortschaften leiten ihre Abwässer mehr oder weniger direkt in die Gewässer ein. Somit erscheinen diese punktuellen Einleitungen, gemessen am gesamten Gewässerabschnitt in den sie entwässern, als diffus.

Im Fall der Vielzahl von Klein- und Kleinsthalden im Untersuchungsgebiet stellt sich ebenfalls die Frage, ob diese im einzelnen als punktuell zu betrachtenden potentiellen Emissionsquellen in ihrer Gesamtheit diffus erscheinen.

Die spezifische Struktur der emittierten Stoffe und die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der Landschaft sind es, die das Gefährdungspotential eines Stoffes, insbesondere dessen Mobilität und Verfügbarkeit für lebende Organismen, ausmachen (MERIAN 1984; FIEDLER & RÖSLER 1988). Dabei können, verursacht durch Überlagerungen unterschiedlichster Stoff-einträge, Überbelastungen entstehen. Dadurch kann einerseits das Puffer-, Speicher- und Filtervermögen der Landschaft erschöpft und andererseits eine Stoffsenke in eine Quelle stofflicher Belastungen umgewandelt werden (Versauerung von Landschaften).

Eine wesentliche Rolle, für das Vermögen einzelner Landschaftskompartimente des Untersuchungsgebietes Stoffeinträge zu puffern und zu speichern, spielt vor allem ihr jeweiliges chemisches Milieu. Im Einzugsgebiet Süßer See sind aus dieser Konstellation heraus einige Antagonismen bezüglich der Stoffdynamik und in diesem Zusammenhang auch hinsichtlich des Einsatzes von Sanierungsmaßnahmen zu erwarten. Diese Antagonismen resultieren vor allem aus den die Mobilisierung bzw. Immobilisierung unterschiedlicher chemischer Elemente und Verbindungen beeinflussenden Milieubedingungen (DVWK 1988; BLUME 1990; SCHEFFER & SCHACHT-SCHABEL 1992).

5.1 Nähr- und Feststoffbelastung der Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See

5.1.1 Gewässerbelastung durch Nährstoffeintrag

Der Süße See erhält über seine Zuflüsse einen hohen Nährstoffimport, so daß sein Zustand als polytroph zu bezeichnen ist (LAU 1993). Für die Eutrophierung des Sees ist vor allem der Eintrag von Phosphorverbindungen verantwortlich (WANKA 1993). Neben diesen spielen aber auch eingetragene Stickstoffverbindungen eine Rolle (HOEHN et al. 1996). Die großen Eintragsmengen, vor allem verfügbarer Nährstoffe (Orthophosphat), führten in der Vergangenheit immer wieder zu Algenmassenentwicklungen. Mit dem Absterben der Algen und den anschließenden Abbauvorgängen ist eine starke Belastung des Sauerstoffhaushaltes verbunden (OCKERT 1993; WANKA 1993).

Um dieser Tendenz entgegenzuwirken wurden vor allem in den 70er und 80er Jahren im Mündungsbereich der Vorfluter Böse Sieben und Salzgraben in den Süßen See größere Mengen Aluminiumsulfat eingetragen, um eine Fällung des Phosphats zu bewirken (WANKA 1996). 1992 nahm man an der Mündung zum Süßen See eine Flußwasseraufbereitungsanlage in Betrieb. Die Phosphoreliminierung erfolgt in dieser Anlage über Eisen-III-Chlorid (WANKA 1993).

In das Vorflutsystem des Süßen Sees (Böse Sieben, Salzgraben) werden im Durchschnitt jährlich 4 908 kg Phosphor und 173 t Stickstoff eingetragen (BEHRENDT 1995). Als Haupteintragsquelle für Phosphorverbindungen sind die kommunalen Abwassereinleitungen zu betrachten, die sowohl punktuell als auch diffus erfolgen können. Die größte punktuelle Einleitung an P_{ges} erfolgt durch die Kläranlage Helbra am Oberlauf des Wilden Grabens. Hier werden die kommunalen Abwässer der Gemeinden Helbra und Benndorf (7 000 Einwohnerwerte) nach Passage einer Tropfkörperbiologie eingeleitet (HEINRICH 1993). Nach erfolgter Klärung haben die Abwässer dieser Kläranlage noch einen Phosphorgehalt von 2,06 mg/l. Bei einer Wassermenge von rund 500 000 m³/a ergibt sich daraus ein jährlicher Eintrag von 1 030 kg. Eine weitere punktuelle Eintragsquelle für Phosphor ist in der Kläranlage Eisleben zu sehen (25 000 Einwohnerwerte). Im Wesentlichen werden die geklärten Abwässer dieser Anlage aus dem Einzugsgebiet Süßer See herausgeleitet. Nur im Fall von notwendigen Reparaturarbeiten erfolgt die Einleitung über einen Umfluter in den Wilden Graben und somit letztendlich auch in den Süßen See. Daraus resultiert nach HEINRICH (1993) ein jährlicher Eintrag von 255 kg. Des weiteren ist davon auszugehen, daß rund 12 000 Einwohner im Untersuchungsgebiet nicht an ein Kanalisationsnetz angeschlossen sind und ihre häuslichen Abwässer somit direkt oder lediglich über eine Kleinkläranlage teilsentsorgt in die Vorfluter einleiten (STAU 1996b). Hieraus resultiert, wenn man die Daten der KA Helbra zugrunde legt, eine jährliche Fracht von rund 1 000 kg Phosphor. In der Summe ergibt sich ein Anteil der punktuellen kommunalen Phosphoreinleitungen an der Gesamtjahresfracht von rund 50 %.

Nach BEHRENDT (1995) bestimmen die P-Einträge aus landwirtschaftlichen und urbanen Flächen zu gleichen Teilen die diffusen Einträge im Einzugsgebiet Süßer See. Demzufolge stammen weitere 25 % der gesamten Phosphoreinträge in das Vorflutsystem aus den Siedlungen. Somit ergibt sich, daß ca. 75 % der Gewässerbelastung mit Phosphaten aus kommunalen und nur ca. 25 % aus landwirtschaftlichen Quellen stammen.

Hinsichtlich der Transportpfade diffuser Phosphateinträge stellen NOLTE & WERNER (1991) fest, daß diese zu ca. 75 % durch Bodenabtrag und damit partikulär gebunden in die Gewässer gelangen. Als weitere Pfade führen die Autoren Direkteintrag durch Düngemittelausbringung, atmosphärischen Eintrag sowie den Drän- und Grundwasserpfad an. Die Eintragspfade Grund- und Dränwasser sowie atmosphärischer Eintrag sind jedoch mit einem Anteil von 8 % insgesamt vernachlässigbare Pfade.

Die partikulär gebundenen Phosphate sind aufgrund ihrer zumeist geringen Löslichkeit von geringer ökologischer Relevanz. Jedoch kann es unter bestimmten Millieubedingungen zur Freisetzung von Phosphaten aus dem Gewässersediment kommen. Solche Freisetzungen treten auf, wenn der Sauerstoffgehalt des Wassers an der Sedimentoberfläche geringer wird als 3 mg/l (DVWK 1988). Da im Süßen See aufgrund der bereits erwähnten Algenmassenentwicklungen diese sauerstoffarmen Millieubedingungen entstehen können, ist folglich mit einer zumindest temporären oder lokalen Rückdüngung des Sees zu rechnen (STAU 1996a, HOEHN et al. 1996).

Hauptquelle der Stickstoffeinträge in das Gewässersystem sind die landwirtschaftlichen Nutzflächen (BEHRENDT 1995; FRÜHAUF & SCHMIDT 1996; ZIERDT & SCHMIDT 1996). Es ist davon auszugehen, daß rund 80 % der Jahresfracht von anorganisch gelöstem Stickstoff aus Einträgen von landwirtschaftlichen Nutzflächen stammen. FRÜHAUF & SCHMIDT (1996) stellen einen für Nitrat typischen Jahresgang der Konzentration im Wasser fest. Dabei liegt das Maximum in der abflußreichen, vegetationsfreien Zeit.

5.1.2 Schwebstoffbelastung der Fließgewässer und Verlandung des Süßen See

Eine weitere Form der Belastung des Süßen See und seiner Zuflüsse resultiert aus der Bodenerosion (THOMAS 1980; ZINKE 1993; FRÜHAUF & SCHMIDT 1996).

Aufgrund der flächenhaften Ausbreitung erosionsanfälliger Bodensubstrate (Löß), der Flächennutzungsstruktur und dem Auftreten von, vor allem sommerlichen, Starkniederschlagsereignissen werden im Untersuchungsgebiet zum Teil sehr starke Erosionsvorgänge ausgelöst (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996; THOMAS 1980).

Die meßtechnische Erfassung solcher Ereignisse ist aufgrund der hohen zeitlichen und räumlichen Niederschlagsdynamik außerordentlich problematisch (THOMAS 1980; FRÜHAUF & SCHMIDT 1996; ZIERDT & SCHMIDT 1996). Im Rahmen von Untersuchungen zum Stoffhaushalt im Einzugsgebiet Böse Sieben konnten FRÜHAUF & SCHMIDT (1996) für das niederschlags- und abflußreiche Jahr 1994 einen Sedimenteintrag in den Süßen See von rund 6 150 t ermitteln. Unberücksichtigt blieben dabei die aus den Extremereignissen resultierenden Belastungsspitzen. Daraus ist abzuleiten, daß die reale Feststofffracht der Vorfluter des Untersuchungsgebietes diesen Wert noch überschreitet.

Aufgrund der relativ homogenen physikalischen Eigenschaften der Böden im Untersuchungsgebiet und der gleichmäßigen Ausprägung des Niederschlagsgeschehens im Einzugsgebiet des Süßen See sind die Hangneigungs- und Hanglängenverhältnisse der differenzierende und somit der am stärksten erosionsbestimmende Faktor (FRÜHAUF & SCHMIDT 1996).

Im Untersuchungsgebiet führt die Ablagerung von erodiertem Bodenmaterial in erster Linie zu einer starken Verlandung des Süßen See von Westen her. Dieser Tendenz wurde in der Vergangenheit durch Ausbaggerung von Sediment entgegengewirkt. In einem Zeitraum zwischen 1963 und 1995 erfolgte der Abtransport ca. 1 Mill. m³ Sediment aus dem See (STAU 1995b). ZINKE (1993) berechnet auf der Basis der vorliegenden Daten eine theoretische Verlandungszeit für den Süßen See von 1 350 Jahren.

Für den Stoffhaushalt im Untersuchungsgebiet ist aber nicht nur dieser physikalische Massenumlagerungsprozeß von Bedeutung, sondern auch die Verlagerung der an die Bodenpartikel gebundenen Nähr- und Schadstoffe wie zum Beispiel Phosphate oder Schwermetalle. Auf letztere wird in den folgenden Abschnitten näher eingegangen.

5.2 Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet Süßer See

5.2.1 Schwermetallgehalte in Böden und Gewässersedimenten westlich vom ausstreichen Kupferschieferflöz

Anhand der geologischen Situation kann man das Untersuchungsgebiet (Karte 4) in zwei wesentlich voneinander unterschiedliche Teile gliedern. Als klare Trennlinie muß der Kupferschieferausstrich betrachtet werden. Diese Linie trennt den vom Bergbau relativ unbeeinflussten Bereich im Westen vom zum Teil extrem bergbaulich beeinflussten Teil im Osten ab.

Tab. 5.1: Geogene Hintergrundgehalte für Löß, mittlere Oberbodengehalte (A_{h,p}-Horizont) und Anreicherungs faktoren für Schwermetalle in Oberböden (0 - 30 cm) westlich des Kupferschieferausstrichs (FIEDLER & RÖSLER 1988; STOYE 1975; FLEIGE & HINDEL 1991; TÜV-BAYERN 1991; FELDHAUS, GUTTECK & SCHRÖDER 1997)

	Schwermetallgehalte in mg/kg		
	Cu	Pb	Zn
geogener Background	15	34	53
westlich des Kupferschieferausstrichs	81	73	158
Anreicherungs faktor	5,4	2,1	3

Westlich des Kupferschieferausstrichs werden in den Böden Metallgehalte vorgefunden, welche nur wenig vom Bergbau und der Verarbeitung des Kupferschiefers beeinflusst worden sind. Dies kann aus den Untersuchungen, die vom TÜV-BAYERN (1991) im Rahmen einer rasterartigen Beprobung erhoben wurden, abgeleitet werden, bei denen die Gehalte der Oberböden an den Haupt-

elementen Cu, Pb, Zn Berücksichtigung fanden. Mögliche Quellen des Schwermetalleintrags können hier neben den sich wenige Kilometer östlich befindenden Hütten Helbra und Eisleben, auch Hausbrand und Düngung sein. Als Grundlage für die Charakteristik der anthropogen verursachten Schwermetallanreicherung wurden die in Tabelle 5.1 dargestellten geogenen Hintergrundwerte genutzt. Daraus geht hervor, daß Kupfer mit dem Faktor 5,4 am stärksten im Boden angereichert wird. Die Anreicherung an Zink (3) und Blei (2,1) ist demgegenüber wesentlich geringer.

Die in den Gewässersedimenten des Oberlaufes vom Dippelsbach von POGGEL (1995) ermittelten Werte zeigen ebenfalls gegenüber dem geogenen Hintergrund erhöhte Schwermetallkonzentrationen an (Tab. 5.2). Dies ist einerseits auf die nicht bergbaulichen Emissionen (Düngung, Abwasser), andererseits aber auch auf Einträge der wenige Kilometer entfernten Rohhütte Helbra über den Luft-Pfad zurückzuführen (POGGEL 1995).

Tab. 5.2: Mittlere Schwermetallgehalte in Bachsedimenten westlich des Kupferschieferausstrichs (Quelle: POGGEL 1995)

	Schwermetallgehalte in mg/kg (Fraktion < 2 mm)		
	Cu	Pb	Zn
westlich des Kupferschieferausstrichs	37	48	209
Anreicherungsfaktor	2,5	1,4	3,9

Aus den Tabellen 5.1 und 5.2 geht hervor, daß die Schwermetallanreicherungsmuster in Böden und Sedimenten im Bereich westlich des Kupferschieferausstrichs voneinander differieren. Dies deutet sowohl auf den Einfluß verschiedener Quellen des Schwermetalleintrages als auch auf elementspezifische Unterschiede im Migrationsverhalten der Schwermetalle hin.

5.2.2 Schwermetallgehalte der Böden und Gewässersedimente östlich des Kupferschieferausstrichs

Für das östlich des Kupferschieferausstrichs gelegene und stark vom Bergbau geprägte Gebiet wurde aus den, im Rahmen der bereits zitierten Erhebung des TÜV-BAYERN (1991), gewonnenen Schwermetallkonzentrationswerten ($n = 287$) eine durchschnittlich zu erwartende nutzungsabhängige Bodenbelastung ermittelt. Die so ermittelten Werte können ebenfalls in Beziehung zu den geogenen Hintergrundwerten für Löß gesetzt werden. Hieraus ergibt sich wiederum ein elementspezifischer Anreicherungsfaktor (AF). Aus Tabelle 5.3 geht hervor, daß die Schwermetallanreicherung in den Böden östlich des Kupferschieferausstrichs wesentlich stärker ist (um den Faktor 3 bis 4) als im wenig bergbaulich beeinflussten Gebiet westlich des Kupferschieferausstrichs.

Tab. 5.3: Mittlere Schwermetallgehalte von Oberböden und Schwermetallanreicherungs Faktoren östlich des Kupferschieferausstrichs (TÜV-BAYERN 1991)

	Cu	Pb	Zn
Schwermetallgehalte in mg/kg	309	281	528
Anreicherungsfaktor	20,6	8,3	10

Der Vergleich der in den Tabellen 5.1 und 5.3 dargestellten Anreicherungs Faktoren zeigt, abgesehen von der absoluten Höhe der Schwermetallanreicherung östlich des Kupferschieferausstrichs, dasselbe Anreicherungsmuster wie im relativ gering belasteten Bereich westlich davon. Dies deutet zumindest auf ein ähnliches Emissionsspektrum und nahezu homogene Puffer- und Speicherbedingungen in den Böden des Untersuchungsgebietes hin. Dieselbe Vorgehensweise wurde auch für die von POGGEL (1995) ermittelten Schwermetallgehalte der Gewässersedimente von Dippelsbach und Böser Sieben angewandt. Hierbei ergibt sich ebenfalls eine stärkere Anreicherung von Schwermetallen östlich des Kupferschieferausstrichs (Abb. 5.4). Somit wird erkennbar, daß sowohl die Boden- als auch die Sedimentschwermetallgehalte östlich des Kupferschieferausstrichs eine deutliche Erhöhung zeigen. Dabei ließ sich feststellen, daß die Anreicherung von Kupfer und Zink im Gerinnesediment höher ist als in den Oberböden. Für Blei trifft das Gegenteil zu. Dies steht in Zusammenhang mit der geringeren Mobilität und Verfügbarkeit von Blei gegenüber Kupfer und Zink. Offen bleibt die Frage, welchen Anteil dem Kupferschieferflöz als geogener Emissionsquelle an der Erhöhung der Schwermetallgehalte in Böden und Sedimenten zukommt.

Tab. 5.4: Mittlere Schwermetallgehalte und Anreicherungsfaktoren im Gewässersediment von Dippelsbach und Böser Sieben östlich des Kupferschieferausstrichs

	Cu	Pb	Zn
Schwermetallgehalte in mg/kg	396	247	1405
Anreicherungsfaktor	26,4	7,3	26,5

Infolge der zonalen Entwicklung des Bergbaus von West nach Ost wurde eine ebenso ausgerichtete Boden- und Sedimentkontamination mit Schwermetallen erwartet. Dies wird durch die unterschiedliche Intensität des Bergbaus in einzelnen Betriebsperioden, mit verschiedenen Produktionsweisen und -mengen sowie sich entwickelnden Förder- und Verhüttungstechnologien begründet. Unter Einbeziehung der Kenntnisse aus der Bergbaugeschichte und der heutigen Verbreitung der Haldenlandschaft wurde das Untersuchungsgebiet in 5 Zonen gegliedert (Karte 5):

- **Zone 1** - westlich des Kupferschieferausstrichs, Bergbaueinfluß gering, resultiert im wesentlichen aus bergbaufremden Emissionen und singulären äolischem Eintrag schwermetallhaltiger Stäube von den Hüttenstandorten Helbra und Eisleben bei Windrichtungen um Ost (Hauptwindrichtungen West bis Südwest);
- **Zone 2** - beginnt mit dem Kupferschieferausstrich und erfaßt die Bereiche der ersten und Teile der zweiten Betriebsperiode bis in eine Zeit um 1780 - 1785, in der durch Betriebszusammenlegungen die Größe der Halden langsam anwachsen mußte und die Verhüttung des Erzes immer mehr konzentriert wurde. Halden der ersten Bergbauperiode 13./14. Jahrhundert sind heute im Untersuchungsgebiet kaum mehr auffindbar;
- **Zone 3** - erfaßt den Bereich der Bergbauaktivitäten bis zur 2. Schachtreihe, in deren Bereich sich auch die beiden ehemaligen Hüttenstandorte Rohhütte Helbra und Krughütte Eisleben befinden. Diese Zone weist die stärkste anthropogene Überprägung auf - Bevölkerungs- und Siedlungskonzentration, 1. und 2. Schachtreihe mit 16 Schächten, Hütten, Halden;
- **Zone 4** - erstreckt sich entlang der 3. Schachtreihe, die im Untersuchungsgebiet nur noch durch 4 Förderschächte und deren Halden repräsentiert wird;
- **Zone 5** - umfaßt den Bereich der 4. Schachtreihe mit dem Fortschrittschacht, der 1967 stillgelegt wurde.

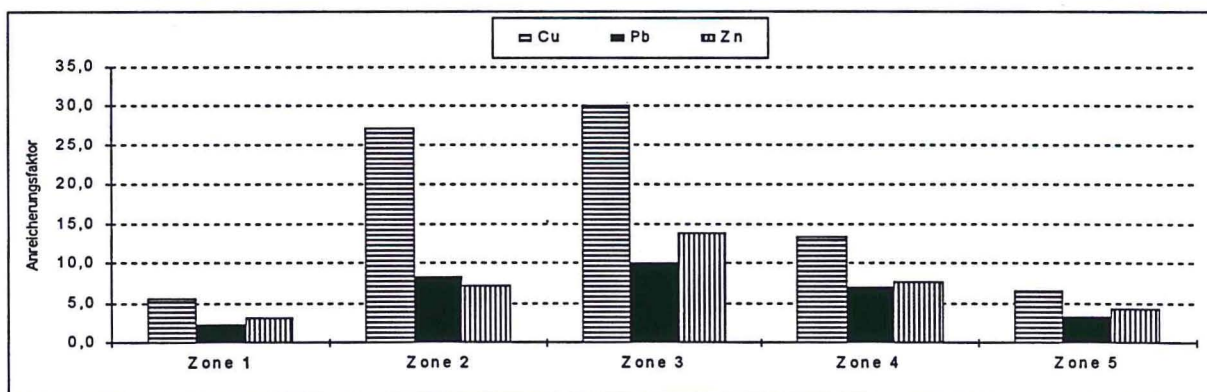


Abb. 5.1: Zonale Differenzierung der Schwermetallgehalte in Oberböden (A_{h-} , A_{p-} -Horizont) im West-Ost-Profil, unter Einbeziehung von Anreicherungsfaktoren (Datenbasis: TÜV-BAYERN 1991)

Die Einstufung und Darstellung der Schwermetallgehalte in den Oberböden der jeweiligen Zone erfolgte auf der Basis der bereits erwähnten Anreicherungsfaktoren (AF) gegenüber den geogenen Hintergrundwerten für Löß. Abb. 5.1 verdeutlicht diesbezüglich ein räumlich differenziertes Belastungsbild. So steigt die Schwermetallbelastung mit dem Überschreiten des Kupferschieferflözes und beginnendem Bergbaueinfluß bis zur Zone 3 an und fällt danach kontinuierlich bis auf die Größenordnung der Gehalte westlich des Kupferschieferausstrichs ab. Auffallend ist ferner, daß sich beim Übergang von Zone 1 zu Zone 2 eine Musterverschiebung zeigt.

Die hohen Anreicherungsfaktoren in der Zone 3 sind auf die besondere Stellung dieses Bereiches im gesamten Untersuchungsgebiet zurückzuführen. Hier ist der Übergang zur industriellen Gewinn-

nung und Verarbeitung des Kupferschiefers vollendet worden. Es ist außerdem das Gebiet in dem sich die zwei Hüttenstandorte, die noch nach dem Ende des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde in Betrieb waren, befinden. Weiterhin muß dieser zentrale Bereich auch als Gebiet der höchsten Siedlungs-, Verkehrs- und Bevölkerungsdichte im Untersuchungsraum angesehen werden. Daraus resultiert die Konzentration einer Vielzahl von Emissionsquellen und demzufolge auch die insgesamt höchste Belastung der Umwelt mit Schwermetallen. Das rapide Absinken der Schwermetallanreicherung im Boden von Zone 3 zu Zone 4 gilt als Beweis dafür, daß die Immissionsräume - auch der über den Luftpfad transportierten Schwermetalle - lokal sehr begrenzt sind, und demzufolge eine großräumige Gefährdung ausgeschlossen werden kann.

Der Süße See - im Osten des Untersuchungsgebietes gelegen - fungiert als Senke vor allem für die in das Vorflutsystem eingetragenen Feststoffe. Er unterliegt im Mündungsbereich von Böser Sieben und Salzgraben starken Verlandungserscheinungen. Im Rahmen von Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Seesedimente wurden von der Firma Dr. Weßling in 7 Querprofilen insgesamt 22 Bohrungen abgeteuft und die Sedimentkerne unter anderem auf Cu, Pb und Zn untersucht. Hieraus ergibt sich eine durchschnittliche Belastung der Seesedimente von 152 mg/kg Cu, 132 mg/kg Pb und 795 mg/kg Zn. Dabei ist jedoch ein eindeutiges West-Ost-Gefälle der Schwermetallgehalte nachweisbar. Beprobungen am deponierten Baggergut ergaben eine mittlere Schwermetallbelastung des Sedimentes von 312 mg/kg Cu, 255 mg/kg Pb und 1 131 mg/kg Zn.

Abbildung 5.2 zeigt den Unterschied der Schwermetallanreicherung im Boden und in den Gewässersedimenten. Die viel stärkere Anreicherung von Zink in den Sedimenten ist signifikant. Die Gehalte entsprechen im Wesentlichen den östlich des Kupferschieferausstrichs angetroffenen Oberboden- und Gerinnesedimentgehalten an diesen Elementen. Man muß also davon ausgehen, daß die Schwermetallgehalte im Sediment des Süßen Sees aus dem Eintrag von Suspensionsfracht aus dem Einzugsgebiet resultieren.

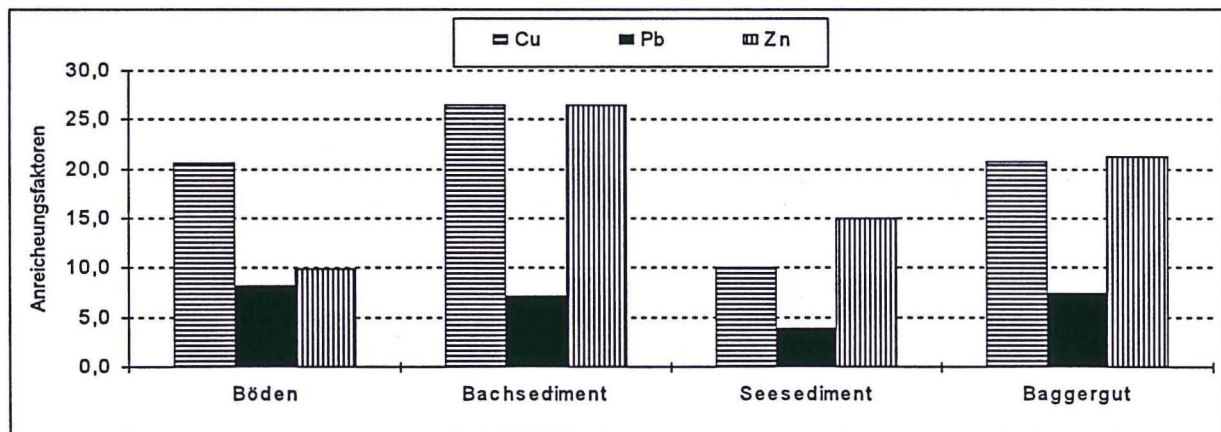


Abb. 5.2: Schwermetallgehalte in Böden und Sedimenten des Untersuchungsgebietes (TÜV-BAYERN 1991; WEßLING 1992; POGGEL 1995)

Als gebietsspezifische geochemische (für die Schwermetallbindung bedeutsame) Besonderheit des Untersuchungsgebietes müssen die als hoch einzustufenden Sulfatgehalte der Böden und Gewässer angesehen werden. In den Oberlaufbereichen der Fließgewässer wurden Grundgehalte von bis zu 400 mg/l SO_4^{2-} ermittelt und im Mündungsbereich der Bösen Sieben und des Salzgrabens in den Süßen See erreichen die Sulfatgehalte Werte von bis zu 1 000 mg/l (STAU 1994). Weiterhin muß bemerkt werden, daß zur Phosphatfällung im Mündungsbereich von Böse Sieben und Salzgraben zwischen 1977 und 1992 insgesamt rund 8 450 t 15 %ige Aluminiumsulfat - Lösung eingeleitet wurden. Die Existenz von Schwefelverbindungen im Wasser, Sediment und Boden ist für die Schwermetallbindung im Untersuchungsgebiet von besonderer Bedeutung, da auch die einstige Schwermetallanreicherung im Kupferschiefer zu großen Teilen auf der Bildung von Metallsulfiden beruhte.

6 Quellen, Pfade und Senken der Schwermetallbelastung im Untersuchungsgebiet unter besonderer Berücksichtigung von Emissionen aus Bergehaden

6.1 Quellen der Schwermetallbelastung

6.1.1 Natürliche Quellen

Das im Westen des Untersuchungsgebietes ausstreichende Kupferschieferflöz wird vielfach als potentielle geogene Emissionsquelle für Schwermetalle in das Vorflutsystem zum Süßen See angesehen (VOGEL 1976; TÜV-BAYERN 1991; POGGEL 1995; FRÜHAUF 1995; LORENZ 1996; FRÜHAUF & SCHMIDT 1996). POGGEL (1995) stellt bei seinen Untersuchungen im Bereich des Kupferschieferausstrichs einen plötzlichen Anstieg der Gehalte des Bachsedimentes (Dippelsbach oberhalb Ahlsdorf) an Kupfer, Blei und Zink um eine Zehnerpotenz fest. Bei weiteren untersuchten Elementen wie Cadmium, Chrom und Nickel ist der Anstieg nicht so stark ausgeprägt. Der Autor konstatiert nach Bodenuntersuchungen weiterhin, daß auf dem Bodenpfad keine Schwermetalle aus dem Kupferschiefer in das Gewässer gelangen. POGGEL (1995) nimmt an, daß im Dippelsbach oberhalb Ahlsdorf durch Erosion des ausstreichenden Kupferschieferflözes Schwermetalle angereichert werden.

Tab. 6.1: Schwermetallgehalte im Bachsediment des Dippelsbachs oberhalb und unterhalb des Zechsteinausstrichs (POGGEL 1995)

Metallgehalt mg/kg	Probenahmestandort	
	oberhalb Kupferschiefer	unterhalb Kupferschiefer
Cu	52	441
Pb	62	490
Zn	234	1861
Cd	1,33	6,37
Cr	13,77	35,63
Ni	16,4	22,2

Zum Schwermetalltransfer über den Bodenpfad im Bereich des ausstreichenden Kupferschiefers stellt LORENZ (1996) einen sehr kleinräumigen Einfluß fest. Dies wird durch erhöhte Schwermetallgehalte im basalen Solifluktlionslöß (Tab. 6.2) unmittelbar im Ausstrichsbereich des Kupferschiefers und ihre rapide Abnahme in wenigen Metern Entfernung dokumentiert. Die Metallgehalte des Solifluktlionsmaterials erreichen in ca. 50 m Entfernung das Niveau der geogenen Grundgehalte. VOGEL (1976) weist ebenfalls auf eine Abnahme der Metallgehalte im Boden mit zunehmender Entfernung vom Kupferschieferausstrich hin.

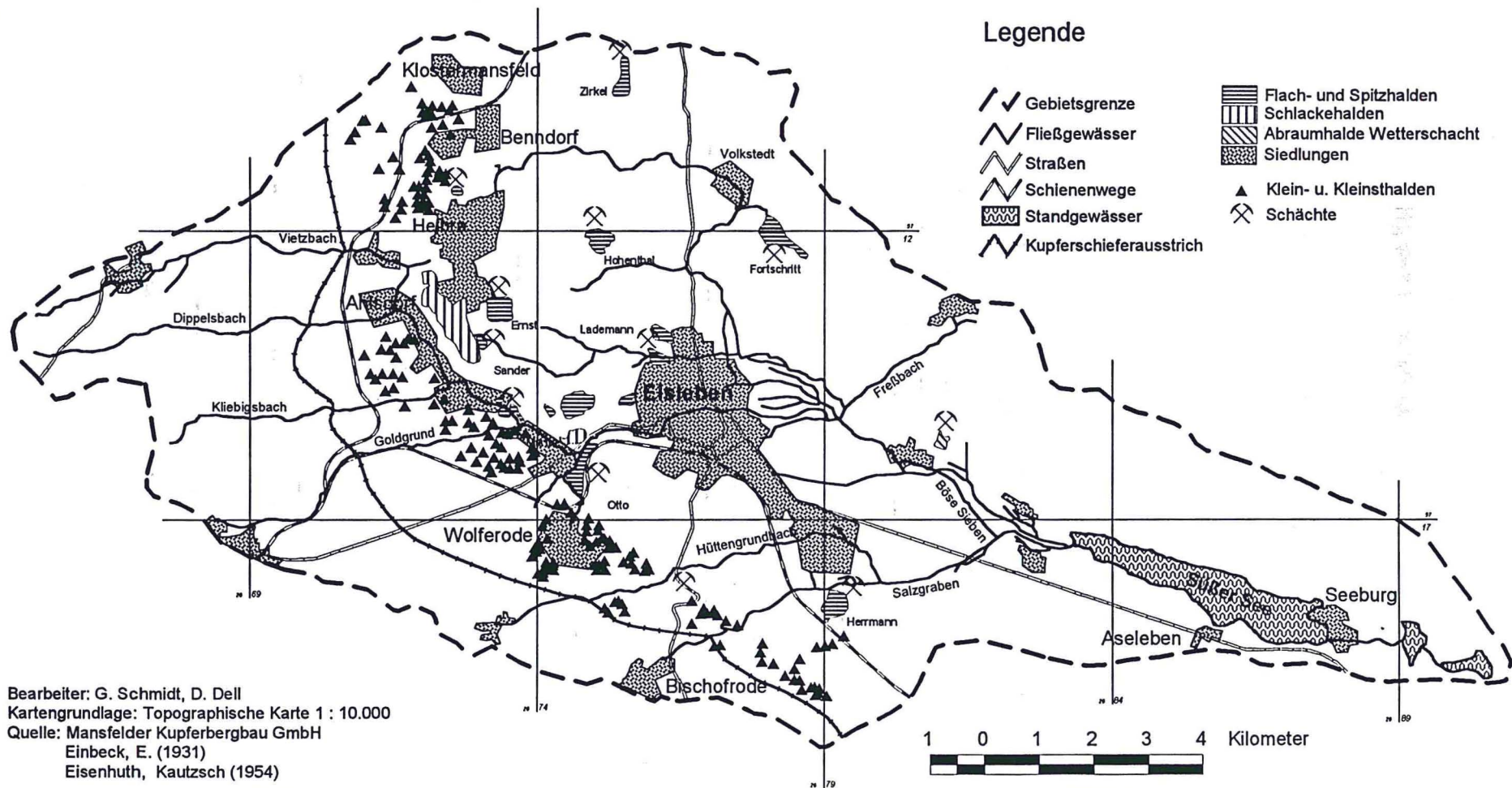
Tabelle 6.2 verdeutlicht zumindest die lokale Bedeutung des Kupferschieferflözes als geogene Quelle der Bodenschwermetallbelastung. Auch die eigenen Untersuchungen belegen, daß an 6 Bächen (Abb. 6.1) die Gehalte des Bachsedimentes an Kupfer, Blei und Zink unterhalb des ausstreichenden Kupferschiefers erheblich ansteigen. Der Anstieg ist dabei elementspezifisch und reicht vom Faktor 8 bei Zink über den Faktor 10 bei Kupfer bis zum 28fachen bei Blei. Dabei erscheint es problematisch, eine eindeutige Verifizierung der Quelle dieser Schwermetallgehalte vorzunehmen.

Tab. 6.2: Schwermetallgehalte in einem Bodenprofil im Ausstrichsbereich des Kupferschiefers westlich von Ahlsdorf (LORENZ 1996)

Mittlere Tiefe der Probe in cm	Horizont	Cu in mg/kg	Pb in mg/kg	Zn in mg/kg
20	ApM	252,42	246,37	260,68
70	M	98,19	94,41	128,40
90	II Cv	66,29	69,78	92,46
105		40,57	52,92	52,92
120		113,26	111,40	96,55
135	III Cv	1229,75	289,35	409,92
145	IV Cv	1034,28	295,51	344,76

Karte 4

Standorte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet des Süßen Sees



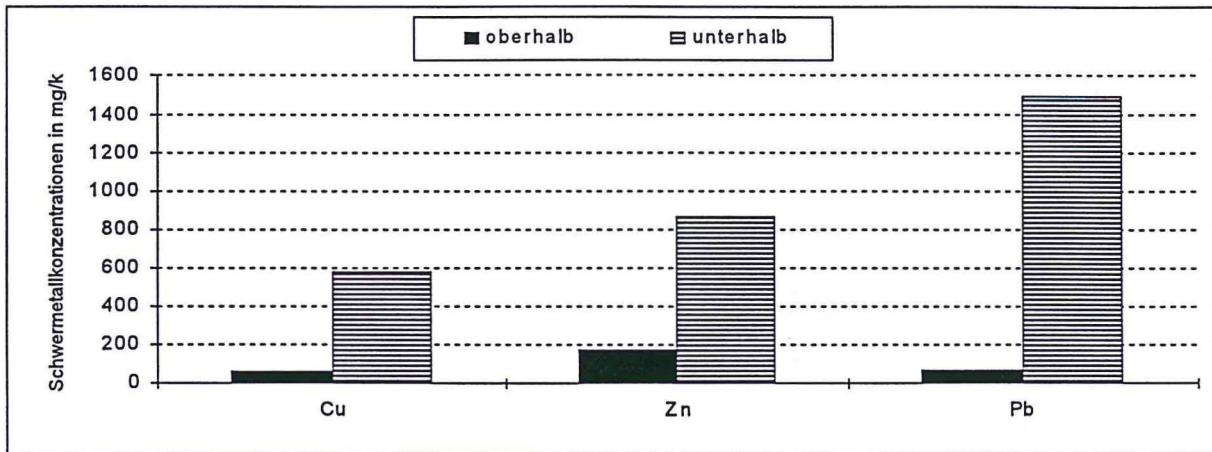


Abb. 6.1: Mittlere Schwermetallgehalte in Sedimenten ausgewählter Vorfluter oberhalb und unterhalb des Zechsteinausstrichs

Dies resultiert wiederum aus der bereits angeführten Überlagerung der Einflüsse mehrerer potentieller Eintragsquellen. Neben dem Kupferschieferausstrich als geogener Quelle des Schwermetalleintrags befindet sich in diesem Bereich eine Vielzahl von Klein- und Kleinsthalden hohen Alters, die zum Teil schon stark verwittert sind. Hinzu kommen Einträge von Schwermetallen über den Luftpfad durch das ehemalige Schmelzen (Rennfeuer) und Verhütten (Rohhütte Helbra, Krughütte Eisleben) des Kupferschiefers. Und zuletzt muß natürlich auch die landwirtschaftliche Düngung und der Einfluß vereinzelter Einleitungen kommunaler Abwässer mit angeführt werden.

6.1.2 Anthropogene Quellen

Kupferschieferbergbau und -verhüttung müssen als Hauptquelle für die Schwermetallbelastung der verschiedensten Kompartimente der Landschaft im Einzugsgebiet Süßer See angesehen werden (RAT DES BEZIRKES HALLE 1989; TÜV-BAYERN 1991; FUCHSLOCH 1996; KLETTE 1996; SCHRECK 1996). Daneben existiert noch eine Vielzahl weiterer Quellen der Schwermetallbelastung, welche jedoch während des aktiven Bergbaus nur eine untergeordnete Rolle einnahmen. Die heute existierende Schwermetallbelastung von Umweltmedien im Untersuchungsgebiet wird entsprechend der unter Abb. 1.1 (Abschnitt 1) dargestellten Einflußfaktoren des Bergbaus auf den Landschaftshaushalt primären, sekundären und tertiären Quellen zugeordnet.

Als primäre Quellen der bergbaubedingten Schwermetallbelastung sind der unmittelbare Abbau des Kupferschiefers, der Transport von Schiefer und Bergematerial und dessen Ablagerung (Halden) zu betrachten. Aus heutiger Sicht kann man diese primären bergbaulichen Quellen der Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet des Süßen See in zwei Gruppen gliedern. Zum einen sind dies historische Quellen und andererseits aktuelle Quellen. Diese Gliederung ergibt sich aus der Tatsache, daß der Bergbau nach Kupferschiefer im Untersuchungsgebiet seit 1968 stillgelegt ist. Jedoch existiert noch eine Vielzahl an Bergbaurelikten, welche ein Gefährdungspotential hinsichtlich der Schwermetallbelastung aufweisen (Schächte, Förderanlagen, Transportwege, Bergehalden, Ausschlägehalden, Mischbergehalden, Wasserhaltungsstollen). Als historisch sind all jene Quellen der Schwermetallbelastung zu betrachten, die heute keine Emittenten mehr sind (Förderschächte, Transport). Unter aktuellen Quellen versteht man die Bergbaurelikte, von denen heute noch eine Schwermetallemission ausgeht (Halden, Wasserhaltungsstollen).

Im Untersuchungsgebiet entwässert heute noch ein Wasserhaltungsstollen einen Teil des Grubengebäudes - der Froschmühlenstollen. Die Wässer, die über das Mundloch dieses Stollens südlich der Bundesstraße 80 zwischen Eisleben und Lüttchendorf in den Salzgraben gelangen, zeichnen sich vor allem durch hohe Sulfat- und Chloridgehalte sowie durch erhöhte Schwermetallgehalte aus (Tabelle 6.3).

Im Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier existieren heute noch rund 2 000 Halden, welche insgesamt eine Fläche von ca 4 500 ha einnehmen (JANKOWSKI 1996). Über die Wirkung dieser unterschiedlich strukturierten Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus als Schwermetall-

emittenten im Untersuchungsgebiet existieren bisher nur wenige Erkenntnisse. Deshalb nahm diese Fragestellung einen besonderen Stellenwert in den eigenen Untersuchungen ein.

Tab. 6.3: Ausgewählte Inhaltsstoffe der Wässer des Froschmühlenstollens (SPILKER 1996)

Q in l/s (1991-1996)	Stoffkonzentrationen (1996)			
	Cu in µg/l	Zn in µg/l	SO ₄ ²⁻ in mg/l	Cl ⁻ in mg/l
35	37	1362	573	96,4

Zur Gruppe der sekundären Quellen bergbaulich bedingter Schwermetallbelastungen sind die Emissionsquellen zu zählen, die in Verbindung mit der Verhüttung des geförderten Erzes stehen. Hierzu zählen spätmittelalterliche Schmelz- und Brennstellen, Rohhütten (Helbra, Eisleben), Kupfer-Silber-Hütte Hettstedt sowie die Schlackehalden und Theisenschlammdeponien. Aufgrund der Stilllegung des Kupferschieferbergbaus und der Schließung der Hütten im Untersuchungsgebiet (Helbra, Eisleben) muß auch hier wiederum zwischen historischen und aktuellen Schwermetallquellen unterschieden werden.

Tab. 6.4: Bleimissionen durch ungereinigte Abgase beim Schmelzen und Brennen von Kupferschiefer im Zeitraum zwischen 1200 und 1910 (LORENZ 1994)

Periode	Emittenten	Immissionskorridor in ha/Standort	Pb-Immission in t/Standort	Fläche in ha	Pb-Gesamtmission in t
1200 – 1800	50	40	1 400	2 000	70 000
1800 – 1870	10	160	3 500	1 600	35 000
1870 – 1910	3	640	11 900	1 920	35 700
SUMME	63				140 700

Hinsichtlich der als historisch zu bezeichnenden Flugstaub- und Blei - Immissionen durch Brennen und Schmelzen des Kupferschiefers im Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier beschreibt LORENZ (1994) für den Zeitraum zwischen 1200 und 1910 eine Gesamtmenge von 1 005 000 t Flugstaub und 141 000 t Blei auf eine Gesamtfläche von rund 5 500 ha (Tab. 6.4). Legt man die Metallverteilung im Theisenschlamm zugrunde (Cu : Pb : Zn = 0,085 : 1 : 1,28) so ergeben sich für Kupfer und Zink im selben Zeitraum und auf derselben Fläche theoretische Immissionen von 11 985 t und 180 480 t.

Bei einer Gegenüberstellung der mittleren jährlichen Blei - Immissionen aus Tabelle 6/4 mit den Produktionsmengen an Kupfer der einzelnen Perioden (1200 – 1800: 500 000 t; 1801 – 1870: 250 000 t; 1871 – 1910: 250 000 t), gelangt man zu der Feststellung, daß sich das Verhältnis Cu-Produktion zu Pb-Immission mit 7 : 1 über diesen Zeitraum annähernd gleich blieb. In den Jahren von 1951 bis 1990 war das Verhältnis von Kupferproduktion zu Blei-Emission auf 40 : 1 gesunken. Ausgehend von den in Tabelle 6.4 dargestellten Immissionsbilanzen errechnet LORENZ (1994) für die festgelegten Immissionskorridore folgenden jährlichen Bleieintrag in Böden:

- 1200 - 1800 58 g/m²
- 1801 - 1870 314 g/m²
- 1871 - 1910 475 g/m².

Im Jahr 1989 gingen von der Rohhütte Helbra, der Kupfer-Silber-Hütte und dem Walzwerk Hettstedt Schwermetallemissionen in einer Höhe von 615 t aus, was 100 % der Emissionen aller sogenannten berichtspflichtigen Betriebe an dieser Stoffgruppe im Untersuchungsgebiet entsprach (RAT DES BEZIRKES 1989; TÜV-BAYERN 1991). Hinzu kommen noch rund 4 470 t schwermetallhaltige Stäube. Mit der endgültigen Stilllegung der Rohhütte Helbra im Jahr 1990 wurde die letzte dominante Emissionsquelle für Schwermetalle im Untersuchungsgebiet eliminiert. Im Zuge der Umweltsanierung des Großraumes Mansfeld erfolgte der Rückbau der Verhüttungsanlagen beider Rohhütten des Untersuchungsgebietes. Die Schlackehalden der Hütten in Eisleben und Helbra sind als aktuelle Emissionsquellen jedoch noch existent. In Helbra lagern auf einer Fläche von rund 45 ha insgesamt rund 50 Mill. t Hüttenschlacke. Eine Besonderheit des Hüttenstandortes Helbra sind die Theisenschlammdeponien mit einer Gesamtmenge von rund 200 000 t – 250 000 t (ASG 1994; LORENZ 1994; PBS 1993; STEINKAMM 1994). Theisenschlamm ist ein Zwischenprodukt des Mansfelder Rohhüttenverfahrens zur Kupfersteinerzeugung. Es handelt sich dabei um Sekundärflugstäube, welche bei der Gaswäsche ausgeschieden werden. Diese entstanden etwa seit 1870,

als der erste Großschachtofen mit Gichtgasverschluß in der Krughütte Eisleben in Betrieb genommen wurde. Bis zur Einführung dieser Technologie konnten die im Theisenschlamm enthaltenen Stoffe beim Brennen und Schmelzen von Schiefer frei emittieren.

Aufgrund seiner Feinkörnigkeit ist der Theisenschlamm leicht äolisch verfrachtbar. Durch die offene Lagerung des Theisenschlammes wird die Gefahr von Emissionen über den Luftpfad noch verstärkt. Auf der Basis der durchschnittlichen Konzentrationen der drei Hauptmetalle im Kupferschiefer kann festgestellt werden, daß im Prozeß der Kupfergewinnung unterschiedlich große Metallmengen emittiert wurden. Tabelle 6.6 zeigt das Metallanreicherungsmuster im Theisenschlamm. Deutlich ist der Gegensatz in der Anreicherung zwischen Kupfer sowie Blei und Zink gegenüber dem Kupferschiefer zu erkennen, der daraus resultiert, daß Kupfer der Stoff war, auf den sich der Bergbau in erster Linie richtete. Dieses Schwermetallanreicherungsmuster kann als ein typisches Emissionsmuster für die Rohhütten angesehen werden und kennzeichnet somit Metallemissionen über den Luftpfad. Die Dominanz dieser Quelle für die Schwermetallemissionen im Untersuchungsgebiet läßt die Vermutung aufstellen, daß dieses Metallverteilungsmuster auch in den Kompartimenten der Landschaft anzutreffen ist, die als Stoffsenken fungieren.

Tab. 6.5: Ausgewählte Elemente / Verbindungen im Stoffbestand des Theisenschlammes und Gesamt Mengen in den Deponien (ASG 1994; LORENZ 1994, STEINKAMM 1994)

Stoff / Verbindung	Konzentration in Gewichts-%	Gesamtmenge in t
Zink	18	45 000
Blei	14	35 000
Kupfer	1,2	3 000
Cadmium	0,04	100
Arsen	0,6	1 600
Quecksilber	0,01	25
Schwefel	13	32.500
Sulfat	3	7.500

Tab. 6.6: Metallanreicherung im Theisenschlamm als Indikator für Emissionen über den Luftpfad (KNITZSCHKE 1995¹⁾, LORENZ 1994²⁾)

Metallgehalt in mg/kg	Element		
	Cu	Pb	Zn
Kupferschiefer ¹⁾	16 360	6 400	12 460
Theisenschlamm ²⁾	12 000	140 000	180 000
Anreicherung im Theisenschlamm	0,73	21,9	14,5

Ein weiterer potentieller Emissionspfad für Schwermetalle aus dem Theisenschlamm ist in der Lösung und dem Transport mit dem Sickerwasser zu sehen. Die offene Lagerung der Theisenschlämme macht eine Auswaschung von Schwermetallen, Radionukliden und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen durch Niederschlagswasser und den Abtransport mit dem Sickerwasser möglich (SCHRECK 1996).

Tab. 6.7: Stoffbestand des Wassers im Stadtborn bei Hergisdorf (SCHRECK 1996)

Element / Verbindung	Gehalt im Sickerwasser in mg/l
Zink	3.507
Blei	3,2
Kupfer	18
Cadmium	5
Arsen	0,018
Sulfat	7.980

Die am Haldenfuß der Schlackehalde Helbra austretenden Sickerwässer werden gefaßt und über eine Rohrleitung der Neutralisierungsanlage zugeführt. Hier erfolgt die Fällung der im Haldensickerwasser enthaltenen Schwermetalle. SCHRECK (1996) stellt jedoch zum Teil extreme Metallgehalte im Wasser des Stadtborns bei Hergisdorf direkt am Haldenfuß der Schlackehalde der Rohhütte Helbra fest (Tab. 6.7). Man kann demzufolge davon ausgehen, daß von den Haldensik-

kerwässern trotz Fassung noch eine erhebliche Belastung der Böden und Wässer in der Umgebung der Schlackehalden ausgeht.

Im Untersuchungsgebiet existiert des weiteren eine Vielzahl an **tertiären** Quellen der anthropogen verursachten Schwermetallbelastung. Diese stehen im Zusammenhang mit der bergbaulichen Raumerschließung. Solche Quellen können nicht losgelöst vom Kupferschieferbergbau betrachtet werden, da sie durch seine historische Entwicklung wesentlich beeinflusst wurden. Zu diesen Quellen gehören:

- Transport und Verkehr;
- Einleitung kommunaler und industrieller Abwässer;
- Verbrennung fossiler Energieträger, Hausbrand;
- Landwirtschaft (mineralische und organische Düngung).

In der Vergangenheit wurde die Bedeutung dieser Schwermetallquellen kaum berücksichtigt. Mit der Einstellung des Kupferschieferbergbaus und der Verhüttung ist jedoch damit zu rechnen, daß ihr Stellenwert im Rahmen der Gesamtemissionen zunimmt. Die Differenziertheit dieser Emittentengruppe, hinsichtlich der Qualität und Quantität ihrer Emissionen, bedingt auch eine Vielzahl von potentiellen Emissionspfaden (Luft, Wasser, Boden/ gasförmig, partikulär, gelöst). Zur Problematik der verkehrsbedingten Schwermetallemissionen sowie durch Hausbrand und Landwirtschaft liegen dabei für das Untersuchungsgebiet kaum Erkenntnisse vor.

Die Einleitung von Schwermetallen mit kommunalen Abwässern in die Vorfluter des Untersuchungsgebietes wurde am Beispiel der Kläranlage (KA) Helbra ermittelt (Tab. 6.8). Die KA Helbra erfaßt das Abwasser von rund 7 000 Einwohnern der Gemeinden Helbra und Benndorf, bereitet dieses Wasser mechanisch und biologisch (Tropfkörperbiologie / Phosphat-Eliminierung) auf und leitet das so gereinigte Abwasser in den Wilden Graben ein.

Tab. 6.8: Einleitung von gelöstem Kupfer und Blei aus der Kläranlage Helbra in den Wilden Graben im Zeitraum zwischen 1992 - 1994 (STAU 1993 - 1995)

Einleitung	1992	1993	1994
Abwassermenge in m³/a	600 000	615 724	495 949
Cu in µg/l	22	14	21
Cu - Fracht in kg/a	13,2	8,6	10,4
Pb in µg/l	200	70	5
Pb - Fracht in kg/a	120	43,1	2,4

Ausgehend von den in Tabelle 6.8 für 1992 dargestellten Metalleinträgen in den Wilden Graben kann die Menge der gesamten kommunalen Einträge an Metallen in gelöster Form abgeschätzt werden. Die Abwässer der KA Eisleben werden demgegenüber aus dem Einzugsgebiet des Süßen See herausgeleitet und sind somit nicht relevant. Übrig bleiben die direkten kommunalen Einleitungen von rund 7 000 Einwohnern ländlicher Gemeinden. Somit erhöhen sich die für die KA Helbra ermittelten Werte auf das Doppelte. Der Lösungseintrag an Kupfer und Blei aus kommunalen Einleitern reduzierte sich demnach zwischen 1992 und 1994 von insgesamt rund 26 kg auf 21 kg Cu/a und 240 kg auf 5 kg Pb/a. Aus abwassertechnischer Sicht ist davon auszugehen, daß ein erheblicher Teil der über den Luftpfad kommenden Immissionen mit Oberflächenabfluß und Mischwasserkanalisationetz im Einzugsbereich der KA Helbra in diese Kläranlage gelangten. Somit kann die extreme Abnahme der Einleitung von Blei in den Wilden Graben auch als indirekter Beweis für den Rückgang der Bleiemissionen aus der Rohhütte Helbra angesehen werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß hinsichtlich der Quantität der Schwermetallemissionen die sekundären Quellen während der gesamten Bergbau- und Verhüttungstätigkeit im Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier die dominierende Position einnahmen. Mit der Stilllegung der Hütten im Mansfelder Revier ist diese Dominanz nicht mehr gegeben und der relative Anteil anderer Emissionsquellen am gesamten Schwermetalleintrag in Böden und Gewässer nimmt zu. Man kann jedoch davon ausgehen, daß die absolute Höhe der Schwermetalleinträge in die Landschaft nur noch einen Bruchteil der Immissionen während des aktiven Bergbaus beträgt.

6.2 Der Einfluß von Bergbauhalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf die Schwermetallführung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See

6.2.1 Beschreibung der Untersuchungsstandorte und pedologische Charakteristik

Standort 1: Hausberggrund bei Bischofrode (Hornburger Sattel): Lage: ca. 210 m ü. NN; Koordinaten HW 5706590, RW 4468880; Volumen der Halde: ca. 120 m³; Entstehung der Halde: vermtl. 16. Jhd.

Dieser Standort befindet sich am ausstreichenden Zechsteinsaum auf der Nordostabdachung des Hornburger Sattels. Entlang des Zechsteinausstriches trifft man hier eine Vielzahl kleinerer Pinggen und Halden an, welche heute nur noch als 1 - 2 m hohe vegetationsbedeckte Hügel erkennbar sind. Die für die Untersuchungen ausgewählte Halde befindet sich am Oberhang eines durchschnittlich 15° geneigten südost-exponierten Talhanges in 74 m Entfernung zum Vorfluter. Im Talbereich wurden zum Hochwasserschutz 2 kleinere Staubecken angelegt, die als Sportangelgewässer genutzt werden. Der gesamte Talhang ist entlang der angelegten Catena mit einem Laubmischwald, bestehend aus Buchen, Eichen und Ahorn sowie dichtem Unterwuchs aus Him- und Brombeeren bedeckt. Die Art des Haldenmaterials war aufgrund seines Verwitterungszustandes nicht mehr feststellbar, jedoch sind eine Vielzahl von kleineren schwarzen Flecken registriert worden. Das Verwitterungsmaterial zeigte im allgemeinen eine kräftige Graufärbung. Auf dem gesamten Haldenkörper konnte man eine etwa 5 - 10 cm mächtige organische Auflage beobachten.

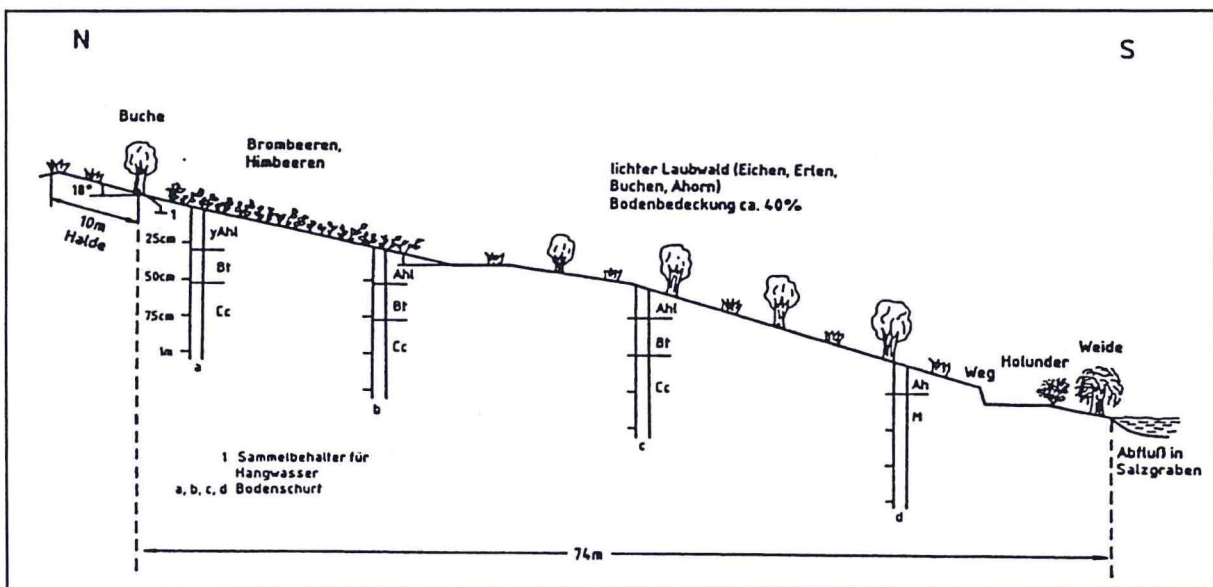


Abb. 6.2: Profildarstellung des Standortes 1 Hausberggrund

Standort 2: Hoffnungschachthalde Talhang Hüttengrundbach, östlich Neckendorf: Lage: ca. 190 m ü. NN; Koordinaten HW 5707560, RW 4467955; Volumen der Halde ca. 7 000 m³; Entstehung der Halde: 1890 – 1910.

Diese sehr kleine Flachhalde befindet sich in der Gemarkung Neckendorf und damit ebenfalls wie Standort 1 am Nordostrand des Hornburger Rotliegendesattels. Die Fläche zwischen der Halde und dem Hüttengrundbach unterliegt landwirtschaftlicher Nutzung - zur Zeit der Bodenprofilaufnahme waren Kartoffeln angebaut. Ein Teil der Halde ist von jungen Birken bestanden, und am Haldenrand findet man ein dichtes Gestrüpp von Himbeersträuchern vor.

Standort 3: Saugrundbach westlich Wimmelburg: Lage: ca. 175 m über NN; Koordinaten: HW 5709060, RW 4465860; Volumen der Halde: ca. 1 500 m³; Entstehung der Halde: vermtl. 18. Jhd.

Die Halde befindet sich am südexponierten Talhang des Saugrundes im Unterhangbereich. Auf dem Haldenmaterial sind grünliche, bläuliche und weiße Krusten zu erkennen, was auf Kupfersul-

fat- und Kupferoxidbildungen sowie Zinkoxid hindeutet. Die Halde ist frei von Vegetation, und von ihrem östlichen Teil wurden - deutlich erkennbar - größere Mengen Haldenmaterial entfernt. In einer Entfernung von 35 m fließt der den Saugrund episodisch entwässernde Bach. Zum Zeitpunkt der Geländearbeiten war er trocken gefallen. Die Geländeneigung zwischen Halde und Gewässer beträgt nur ca. 1°. Bei der Aufnahme fielen kleinere Haufen mit Bauschutt auf.

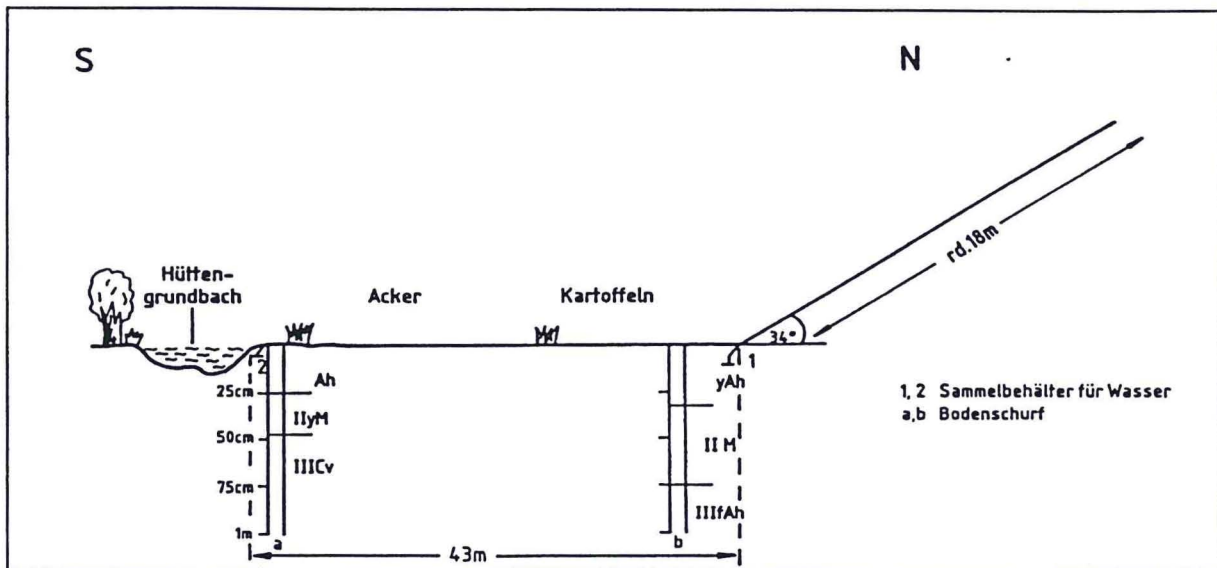


Abb. 6.3: Profildarstellung des Standortes 2 Hüttengrundbach

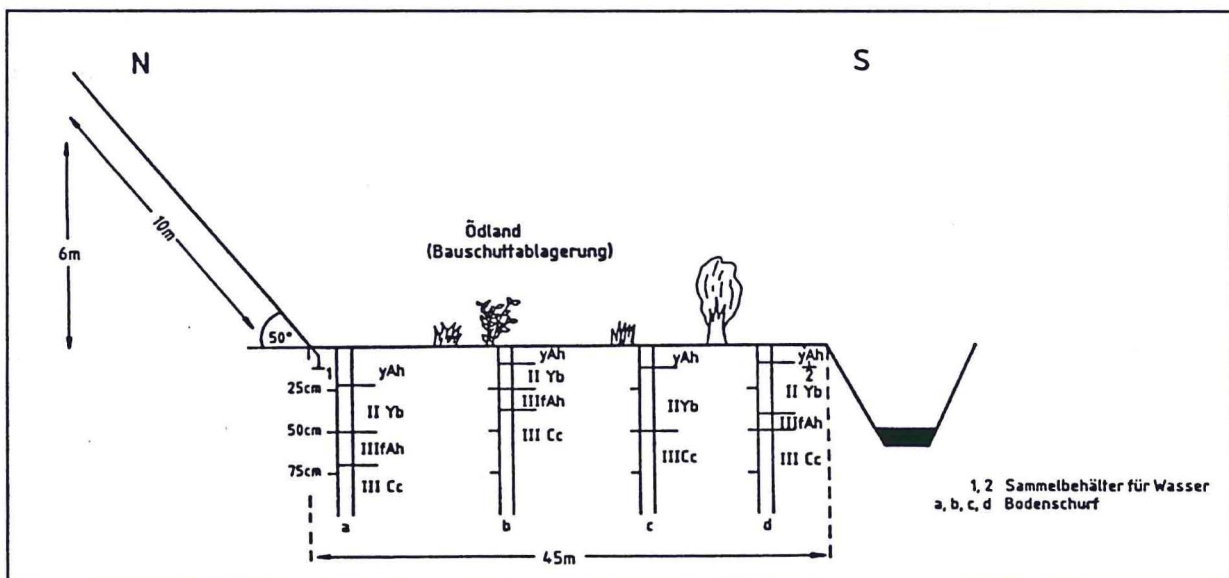


Abb. 6.4: Profildarstellung des Standortes 3

Standort 4: Ottoschächtehalde / Wolferöder Graben: Lage: ca. 170 m ü. NN; Koordinaten: HW 5709030, RW 4466400; Volumen der Halde: 2 Mill. m³, Entstehung der Halde: 1865 – 1910.

Hierbei handelt es sich um eine Flachhalde mit großer Flächenausdehnung (17 ha) und einer maximalen Höhe von 38 m. Ihr Gesamtvolumen beträgt ca. 2 Mill. m³, wovon 266 000 m³ auf Ausschläge entfallen (Mansfelder Kupferbergbau GmbH 1992). Zwischen Haldenrand und Vorfluter existiert nur ein sehr schmaler, vegetationsbedeckter Flurstreifen von 8 m Breite. Die Vegetation besteht vor allem aus Gräsern, Brennesseln und vereinzelt Holunderbüschen. 15 m vom gegenüberliegenden Gewässerufer entfernt führt die wenig befahrene Landstraße zwischen Wimmelburg und Wolferode entlang. Die Straßenränder werden dicht von Obstbäumen (Birne, Apfel) gesäumt.

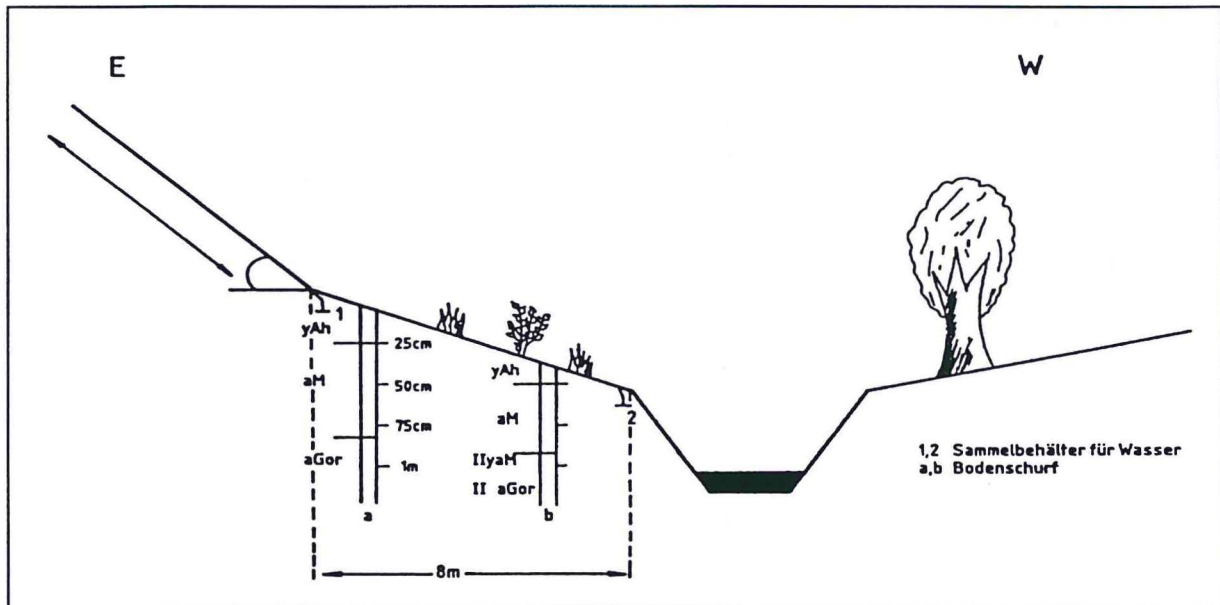


Abb. 6.5: Profildarstellung des Standortes 4

Standort 5: Ottoschächtehalde / Böse Sieben westlich der Werksbahnbrücke zur Krughütte: Lage: ca. 160 m ü. NN; Koordinaten: HW 5709850, RW 446670; Volumen der Halde: 2 Mill. m³; Entstehung: 1865 – 1910

Standort 5 wurde an derselben Halde wie Standort 4 eingerichtet. Er befindet sich jedoch in einem Abschnitt der Halde, der ausschließlich aus Ausschlägen besteht. Der Haldenfuß ist 12 m vom Vorfluter entfernt. Der Bereich zwischen Halde und Vorfluter ist nur flach geneigt und vollständig mit einer Vegetationsdecke aus Gräsern, Kräutern und Hochstauden bedeckt. Die Uferböschung ist ebenfalls vollkommen mit Hochstauden sowie einzelnen Weiden bewachsen. Im Gerinnebett sind auffallend viele Schieferstücke zu finden. Auf der gegenüberliegenden Seite der Bösen Sieben schließt sich eine Brachfläche an, welche nach rund 70 m an die vielbefahrene Bundesstraße 80 angrenzt. Nördlich der B 80 schließt sich das Gelände der ehemaligen Krughütte mit einer Schlackehalde an.

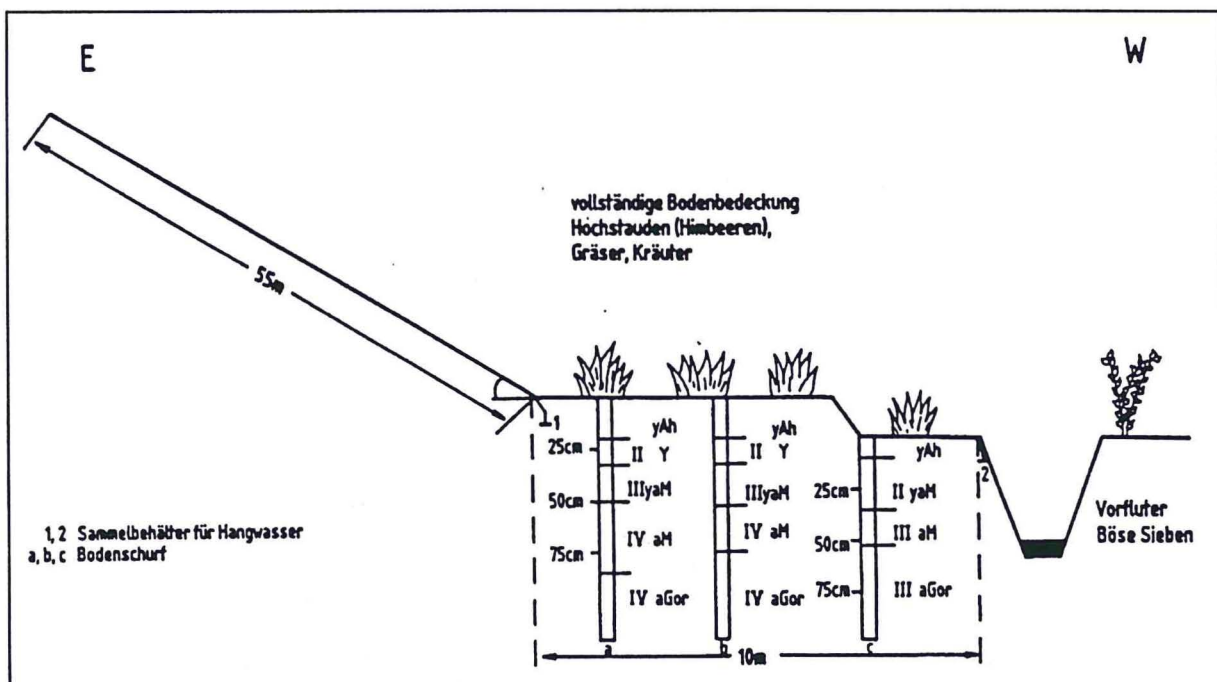


Abb. 6.6: Profildarstellung des Standortes 5 Ottoschächtehalde

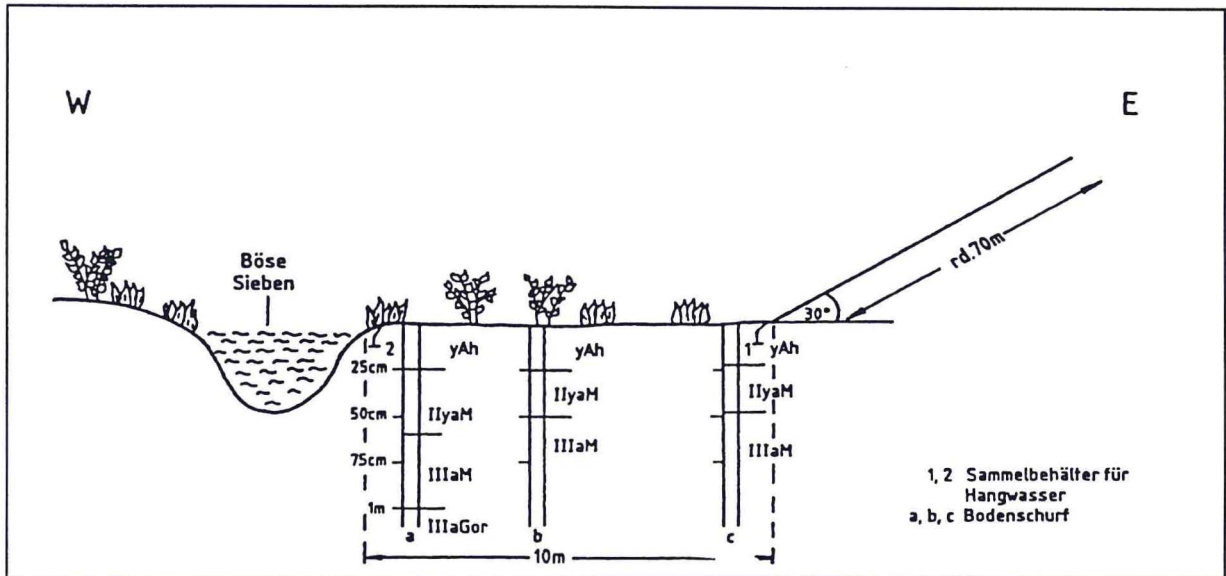


Abb. 6.7: Profil Darstellung des Standortes 6

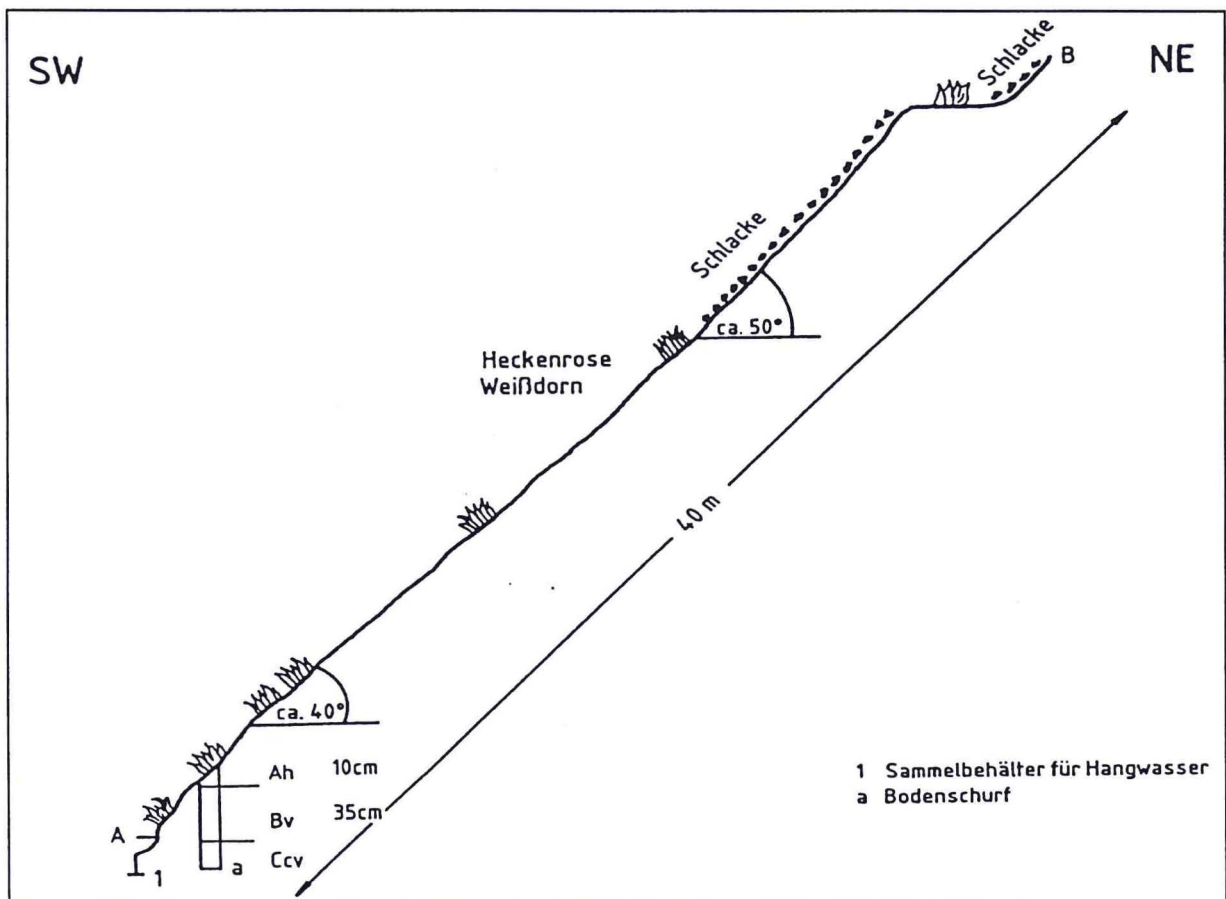


Abb. 6.8: Profil Darstellung des Standortes 7

Standort 6: Martinschächter Halde / Böse Sieben - Gemarkung Wimmelburg: Lage: ca. 175 m ü. NN; Koordinaten: HW 5710265, RW 4465440; Volumen der Halde: 627 000 m³; Entstehung der Halde: 1850 – 1900.

Diese Halde erreicht eine maximale Höhe von 26 m, nimmt eine Fläche von 5,7 ha ein und wurde über eine Strecke von rund 400 m entlang der Bösen Sieben aufgeschüttet. Die mittlere Entfernung zwischen Haldenrand und Gewässer beträgt 7,5 m. Der schmale Saum zwischen Halde und Böser Sieben ist grasbedeckt. Vereinzelt trifft man Holunder oder Weide an. Am gegenüberliegen-

den Ufer der Bösen Sieben befindet sich ein wenig befahrener Wirtschaftsweg, an den sich dann einige kleinere landwirtschaftlich genutzte Flächen anschließen.

Standort 7: Schlackehalde Rohhhütte Helbra - Quellaustritt in Hergisdorf: Lage: ca. 220 m ü. NN; Koordinaten: HW 5712070, RW 4464020; Volumen der Halde: ca. 35 Mill. m³ (VIEHL 1992)

Die Untersuchungen wurden am Westrand der Schlackehalde durchgeführt. Der Standort zeichnet sich durch eine starke Hangneigung (ca. 30°) aus. Am Fuß der Halde tritt eine Quelle aus, an deren Rändern sich weiße Ablagerungen gebildet haben. Es handelt sich dabei vermutlich um eine Zinkoxid - Kruste auf den Schlacken. Die Wässer der Quelle werden in einem Sammelbecken aufgefangen und mittels eines Rohrleitungssystem zur Neutralisierungsanlage der Hütte transportiert. Der untersuchte Hangabschnitt zwischen der Halde und dem Gerinne zum Sammelbecken ist vollkommen vegetationsbedeckt. Heckenrose, Weißdorn und Vogelkirsche sind als dominante Vertreter zu nennen. Der gegenüberliegende Talhang wird vor allem von Eichen und Hainbuchen eingenommen.

Standort 8: Halde Fortschrittschacht südöstlich Volkstedt: Lage: ca. 160 m ü. NN; Koordinaten: HW 5713230, RW 4469880; Volumen der Halde: 8,7 Mill. m³; Entstehung der Halde: 1906 – 1967.

Diese Halde wurde in den Jahren von 1906 - 1967 geschüttet, wobei man ab Mitte der 50er Jahre mit der Umstellung der Bergbautechnologie auf die bis dahin entstandene 53 m hohe Flachhalde eine Spitzhalde auftrug und so eine Gesamthöhe von 153 m erreichte. Mit einer Grundfläche von 26 ha zählt diese Halde zu den größten Halden im gesamten Bergbaubereich. Vom Gesamtvolumen der Halde entfallen 100 000 m³ auf die sogenannten Ausschläge (Mansfelder Kupferbergbau GmbH).

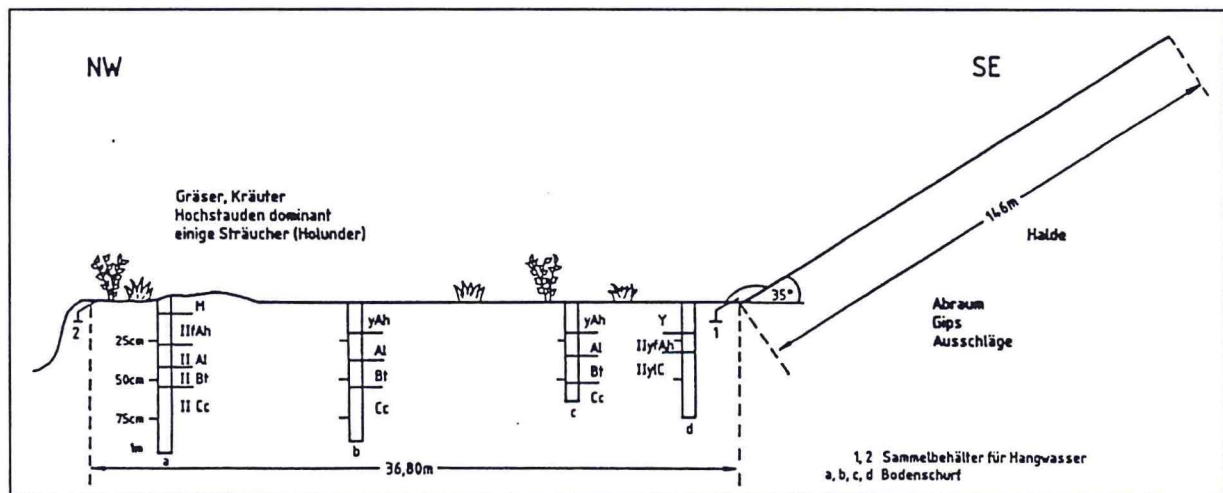


Abb. 6.9: Profildarstellung des Standortes 8

Das Haldenmaterial am ausgewählten Standort ist sehr heterogen. Am Westhang der Halde tritt eine Quelle aus, die nach Aussagen der Anwohner von den Abwässern eines auf der entgegengesetzten Seite der Halde niedergelassenen Betriebes gespeist wird. Wenige Meter nach ihrem Austritt aus der Halde vereinigen sich die kleinen Rinnsale zu einem Bach, der rund 30 m abwärts in einen Feuerlöschteich mündet. Die Versuchs-Catena wurde so angelegt, daß die unterhalb des Feuerlöschteiches zu erwartenden lateralen Immissionen erfaßt werden können. Der Vorfluter befindet sich in einer Entfernung von 38 m zur Halde. Entlang der angelegten Catena gestaltet sich ein sehr differenziertes Vegetationsbild, was sowohl die Zusammensetzung als auch den Zustand betrifft. Neben den dominierenden Hochstauden, sind Gräser und Sträucher (z.B. Holunder) verbreitet. In 10 - 26 m Entfernung von der Halde treten an den Hochstauden deutliche Vertrocknungserscheinungen auf.

Standort 9: Ehemalige Schlackehalde östlich Eisleben: Lage: ca. 120 m ü. NN; Koordinaten HW 5711675, RW 4469300; Volumen der Halde: 7 000 – 10 000 m³;

Dieses Untersuchungsobjekt stellt wie der Untersuchungsstandort 7, eine Besonderheit im Rahmen der Arbeiten dar. Es handelt sich hierbei um eine alte Schlackehalde, die zu großen Teilen in den 30er Jahren dieses Jahrhunderts abgetragen und danach als Mülldeponie genutzt wurde. Die Nutzung von Haldenstandorten oder deren nähere Umgebung als „wilde“ Müllkippe ist kein Einzelfall. Man trifft diese Art der Nutzung vor allem in Randlagen von Ortschaften an verschiedenen Stellen im Untersuchungsgebiet an. Der Halde (besser Kippe) in Richtung Vorfluter (Wilder Graben) ist ein 15 - 18 m breiter Acker mit Grünfütteranbau vorgelagert. Auf dem Haldenkörper hat sich eine vielfältige Vegetation entwickelt, als deren bestimmende Vertreter sind Springkraut, Brennessel, Rainfarn, Holunder und Weißdorn zu nennen.

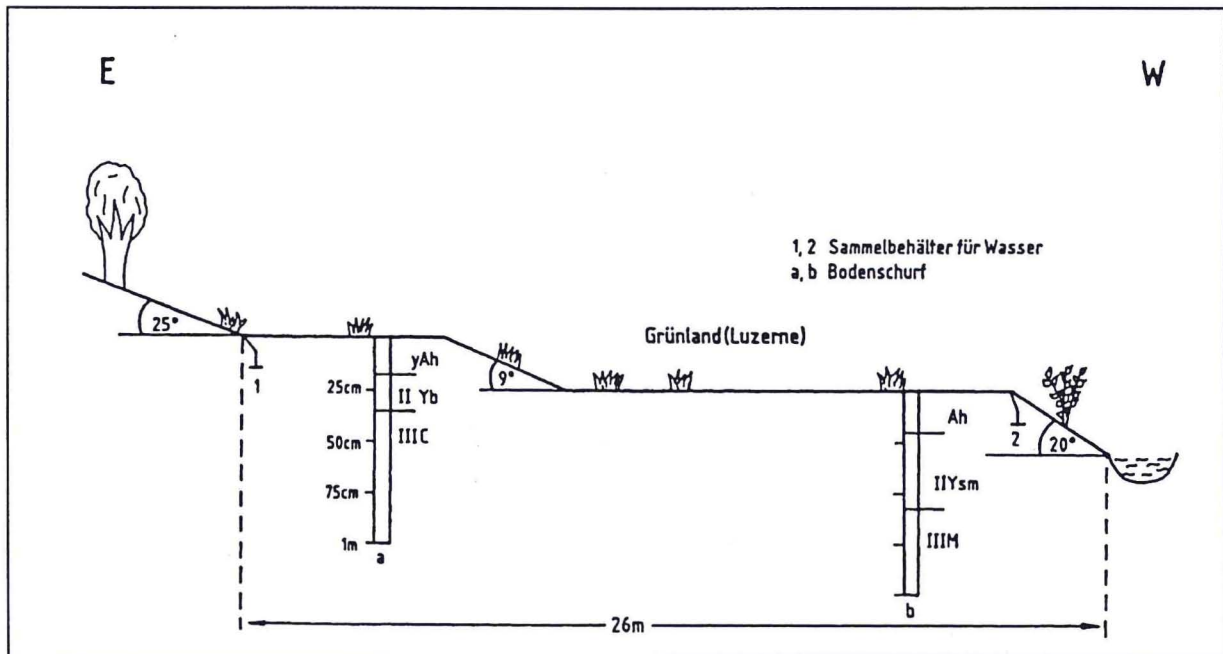


Abb. 6.10: Profildarstellung des Standortes 9

6.2.2 Gefährdungspotential der Bergehalden bezüglich Schwermetallemissionen

6.2.2.1 Eigenschaften und Stoffbestand der untersuchten Halden

Wie bereits im Abschnitt 2.3 erwähnt, zeichnen sich die Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus durch unterschiedliche Materialzusammensetzungen aus. Aus dieser Materialheterogenität resultieren auch die in Tabelle 3.3 aufgezeigten Differenzen der Schwermetallgehalte.

Die Palette reicht dabei von nahezu metallfreien Stollenhalden (Wasserhaltung, Wetterführung) bis hin zu Halden mit hohen Schwermetallanteilen (Ausschlägehalden, Halden aus dem 15., 16. und 17. Jh., als nicht alle Lagen des Kupferschiefers verhüttet werden konnten), wobei die Metallgehalte innerhalb einer Halde sehr schwanken können (SCHUBERT 1953/54; HENTSCHEL 1977). Nach JANKOWSKI (1996) sind Kalkmergel des Zechsteinkalkes sowie Reste des Kupferschiefers die wichtigsten Haldengesteine. Sulfatgesteine (Gips, Anhydrit), Sandsteine und Konglomerate bilden nur in Großhalden einen Bestandteil, dessen Anteil jedoch kleiner als 5 % geschätzt wird. Die Struktureigenschaften und Materialzusammensetzung der einzelnen Halden stehen, wie aus Abschnitt 2.3 hervorgeht, in engem Zusammenhang mit der Betriebsperiode, in der sie entstanden.

Die im Rahmen der eigenen Untersuchungen aufgenommenen Objekte repräsentieren die charakteristischen Eigenschaften der für die jeweilige Betriebsperiode typischen Halden. Zur besseren Differenzierung der für Bergehalden typischen Schwermetallemissionen wurden außer den 7 Bergbauhalden zwei weitere Halden ausgewählt. Es handelt sich dabei um die Schlackehalde der Rohhütte Helbra und eine zeitweilig als Mülldeponie genutzte, teilweise abgetragene Schlackehalde in der Ortslage Eisleben.

In die Untersuchungen gingen ein:

- 2 Kleinhalden mit Volumina zwischen 100 m³ und 1 000 m³;
- 4 Flachhalden mit Volumina zwischen 6 000 m³ und 2 000 000 m³;
- 1 Spitzkegelhalde mit einem Volumen von 8 600 000 m³;
- 1 Schlackehalde mit einem Volumen von rund 35 000 000 m³;
- 1 ehemalige Schlackehalde, die teilweise abgetragen wurde und zeitweilig als „wilde“ Mülldeponie diente.

Die von EINBECK (1933), SCHUBERT (1953/54); HENTSCHEL (1977), JANKOWSKI (1996), und im Haldenverzeichnis der Mansfelder Kupferschieferbergbau GmbH dokumentierten Struktureigenschaften der Halden wurden vor Ort mit den visuell erkennbaren und mit Feldmethoden meßbaren Eigenschaften verglichen und in den in Tabelle 6.9 dargestellten Katalog aufgenommen.

Aus der Kenntnis des Haldenvolumens, der Stoffdichte und des Anteils an metallhaltigen Materialien läßt sich der Metallgehalt einer Halde zumindest in seiner Größenordnung ermitteln. In die Berechnungen zum Gefährdungspotential sollen die in Tabelle 3.6 angegebenen Metallgehalte eingehen. Der Kupferschiefer hat eine mittlere Feststoffdichte von 2,6 g/cm³ (JANKOWSKI & KNITZSCHKE 1995). Da für die Halden der älteren Generationen kaum Daten zur Verfügung stehen, basiert die Volumenberechnung für diese Objekte auf den von SCHUBERT (1953/54) und HENTSCHEL (1977) angeführten Informationen über deren Ausmaße und Metallgehalte. Für die Halden ab Mitte des 19. Jahrhunderts wurden freundlicherweise Informationen von der Mansfelder Kupferbergbau GmbH zur Verfügung gestellt.

Die Verwendung der Feststoffdichte des Kupferschiefers zur Berechnung der Haldenmasse ist jedoch problematisch, da das Haldenmaterial durch Förderung und Aufhaltung in lockerem Gefüge mit hohem Großporenanteil gelagert wurde. Betrachtet man die mittleren Lagerungsdichten von Böden (1,1 - 1,8 g/cm³) kommt man zu dem Schluß, daß die Dichte des aufgehaldeten Kupferschiefers, je nach Verwitterungsgrad, einen Wert zwischen 1,8 und 2,6 g/cm³ erreichen muß. In die nachfolgenden Berechnungen gehen die Ausschlägematerialien und die Halden des Altbergbaus mit einer mittleren Dichte von 2,0 g/cm³ ein. Die durchgeführten Berechnungen ergaben für die Halden aus der Bergbauetappe des 12. bis 14. Jahrhunderts ein durchschnittliches Volumen von 6 - 7 m³ und eine mittlere Masse von 14 bis 18 t. Bei Kupferkonzentrationen von 900 - 9 000 mg/kg (Mittelwert 4 050 mg/kg) ergibt sich ein durchschnittlicher Gesamtgehalt von rund 70 kg Kupfer pro Halde. Die Halden der Abbauperiode von 1400 bis 1670 weisen demnach ein mittleres Volumen von 130 m³ und eine durchschnittliche Masse von 320 - 340 t auf. Ihre Kupfergehalte erreichen eine Größenordnung von rund 700 kg. Für die Halden der Förderperiode zwischen 1670 und 1815 ergibt sich demzufolge ein Gehalt an Kupfer von rund 12 - 13 t, bezogen auf ein Volumen von 2 140 m³ und eine Masse von 5 500 - 5 600 t.

Bei den Halden der späteren Förderzeit resultiert das Gefährdungspotential vor allem aus dem Anteil an Ausschlügen. Wie bereits erwähnt, handelt es sich bei den Ausschlügen um metallführende Lagen des Kupferschiefers, deren Metallgehalte jedoch zu gering waren, um als schmelzwürdig angesehen zu werden. EISENHUTH & KAUTZSCH (1954) beschreiben eine sogenannte Kläubegrenze von 6 kg/t. Demzufolge ist im Ausschlügeanteil der Halden eine maximale Kupferkonzentration von 6 000 mg/kg zu erwarten.

Für die untersuchten Halden der späteren Abbauperioden sollen 2 Beispiele berechnet werden:

- (1) Halde Fortschrittschacht: Volumen 8,7 Mill. m³; Ausschlügeanteil 100 000 m³; maximaler Kupfergehalt der Ausschlüge 6 000 mg/kg → Kupfergehalt der Halde 120 t;
- (2) Ottoschächtehalde: Volumen 2 Mill. m³; Ausschlügeanteil 270 000 m³, maximaler Kupfergehalt der Ausschlüge 6 000 mg/kg → Kupfergehalt der Halde 324 t.

Aus den für das Untersuchungsgebiet freundlicherweise von der Mansfelder Kupferbergbau GmbH zur Verfügung gestellten Informationen kann man ableiten, daß allein die Bergehalden der 1. bis 4. Schachtreihe (Betriebsperiode 3 und 4) insgesamt 2 461 000 m³ Ausschlüge führen, was einem potentiellen Gesamtgehalt von 2 953 t Kupfer entspricht. Die ermittelten Werte tragen den Charakter von Orientierungsgrößen, da die vorhandenen Informationen über Größe, Form und Metallgehalte der Altbergbauhalden nur stichprobenhaft ermittelt wurden. Der Volumenberechnung

Tab.: 6.9: Strukturparameter der untersuchten Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet des Süßen See

Standort	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Name	-	Hoffnung- schacht	-	Ottoschächte	Ottoschächte	Martinschacht	Rohhütte Helbra	Fortschritt- schacht	-
Haldentyp	Kleinhalde	Flachhalde	Kleinhalde	Flachhalde	Flachhalde	Flachhalde	-	Spitzhalde	-
Lage	Bischofrode	Neckendorf	Wimmelburg	Wimmelburg	Wimmelburg	Wimmelburg	sw. Helbra	ö. Volkstedt	ö. Eil
Zeitraum der Aufschüttung	16.- 17. Jh..	1890 - 1910	17. - 18. Jh.	1865 - 1910	1865 - 1910	1850 - 1900	1908 - 1990	1906 - 1967	-
Volumen in m³	150	7 000	1 000 – 1 500	2 Mill.	2 Mill.	600 000	35 - 40 Mill.	8,6 Mill.	5 000 – 7 000
Fläche in m²	100	ca 3 000	350	170 000	170 000	29 000	450 000	260 000	3 500
Höhe in m	2	10	5	38	38	31	32	53 F / 143 K	3
Neigung zur Catena	18°	34°	38°	35°	35°	30°	40°	35°	25°
Hanglänge	8	18	10	45	70	45	40	146	8
Material	Mischberge	Mischberge	Mischberge	Mischberge	Ausschläge	Mischberge	Schlacke	Berge	Schlacke, Hausmüll
Vegetations- bedeckung	100%	0	0	0	0	0	0	0	100%
Entfernung zur Vorflut in m	74	43	45	8	12	10	40	37	26
Neigung	15°	0° - 1°	0° - 1°	12°	0° - 1°	10°	40°	0° - 1°	0° - 1°
Vegetation	Laubmisch- wald	Kartoffelacker	Stauden Gräser	Gräser	Gräser	Gräser	Sträucher Gräser	Stauden	Luzerne

wurden ideale geometrische Figuren zugrunde gelegt, die nicht in der Landschaft anzutreffen sind. Außerdem wurde für den Kupfergehalt der Ausschlüge mit 6 kg/t ein theoretischer Wert angenommen (EISENHUTH & KAUTZSCH 1954), der sicher in den meisten Fällen über den realen Gehalten liegt. Zur Abschätzung des Gefährdungspotentials reicht, nach Meinung des Autors, eine solche auf Größenordnungen basierende Abschätzung jedoch aus.

Auf der Basis der durchschnittlichen Metallgehalte im Kupferschiefer lassen sich somit auch Abschätzungen über den Gehalt der Halden an Blei und Zink vornehmen. Die Mittlere Verteilung der Hauptmetalle im Kupferschiefer stellt sich wie folgt dar:

$$\text{Cu} : \text{Pb} : \text{Zn} = 1 : 0,39 : 0,76.$$

Es muß jedoch festgestellt werden, daß sich in den oberen, kupferarmen Lagen des Kupferschiefers (Schwarze Berge, Schieferkopf), die den wesentlichen Teil der Ausschlüge ausmachen, das mittlere Metallverhältnis zwischen Cu : Pb : Zn sich wie 1 : 2 : 2 darstellt. Daraus kann abgeleitet werden, daß die Blei- und Zinkgehalte in den Ausschlügeanteilen der Halden doppelt so hoch sind als die für Kupfer berechneten Werte. Den vorliegenden Berechnungen zufolge ergeben sich für Blei und Zink im Ausschlügematerial Konzentrationen von durchschnittlich 12 000 mg/kg. Vorliegende Daten zu Metallgehalten in Berge und Ausschlügen ausgewählter Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus bestätigen im Wesentlichen die Ergebnisse der durchgeführten Berechnungen. Aufgrund der geringen Anzahl von untersuchten Objekten und der geringen Probenzahl können diese Werte jedoch lediglich als Orientierungsgrößen gelten (Tab. 6.10).

Tab. 6.10: Mittlere Metallgehalte in Berge und Ausschlügen ausgewählter Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaureviers (Quelle: ZUMANN & KELM 1993)

	Halden		
	Lichtloch 26	Niewandtschacht	Schneiderschacht
	Ausschlüge		
Cu in mg/kg	1 932	969	2 316
Pb in mg/kg	16 000	17 000	13 000
Zn in mg/kg	17 000	16 000	14 000
	Berge		
	Cu in mg/kg	184	90
	Pb in mg/kg	1 490	466
	Zn in mg/kg	5 182	681

Tab. 6.10 zeigt die Richtigkeit der, Im Rahmen der berechneten der Metallgehalte, aufgestellten Thesen. Deutlich ist zu erkennen, daß der Kupfergehalt der Ausschlüge zum Teil erheblich unter den anhand der Kläubegrenze berechneten Werten liegt. Daraus ist zu folgern, daß das Gefährdungspotential bezüglich des Kupfers 50 % - 60 % niedriger liegt als berechnet. Für Blei und Zink ist eine relativ gute Übereinstimmung von berechneten und gemessenen Werte festzustellen. Dabei liegen die gemessenen Werte im Gegensatz zum Kupfer über den berechneten.

Auch die sogenannten Dachbergen (Fäule, Dachklotz) können im Einzelfall Kupferkonzentrationen von bis zu 6 000 mg/kg aufweisen. Die durchschnittlichen Kupferkonzentrationen des Dachklotzes werden von KNITZSCHKE (1961) mit 1 400 mg/kg beziffert. Nach EISENHUTH & KAUTZSCH (1954) werden die sogenannten Dachbergen als ungültige Lagen zum Bergematerial auf Halde gelagert. Nur bei Überschreitung der Grenzkonzentration von 6 kg/t wurden auch sie dem Verhüttungsprozeß zugeführt. Es ist daher anzunehmen, daß auch von diesen aufgehaldeten Dachbergen Schwermetallemissionen ausgehen können.

Des weiteren muß berücksichtigt werden, daß bis zum 19. Jahrhundert nur die metallreichsten Schichten des Kupferschiefers (Grobe Lette, Feine Lette) verhüttet (HENTZSCHEL 1977) und alle anderen Teile des Kupferschiefers auf Halde gelagert wurden. Daraus ist zu folgern, daß der heutige Metallgehalt der Halden über den anhand des Ausschlügeanteils abgeschätzten Werten liegt. Dem gegenüber steht jedoch die Nachkläubung der Halden der Produktionsschächte nach dem Dreißigjährigen Krieg oder während des Reviers Alt - Mansfeld um 1880 (JANKOWSKI 1996). Durch diese nachträgliche Kupferschiefergewinnung wurde die ursprüngliche Struktur einer Vielzahl von Halden vollkommen verändert und der Anteil an metallhaltigen Schiefen reduziert. Somit verringerte sich auch das Gefährdungspotential dieser Halden hinsichtlich Schwermetallemissionen.

6.2.2.2 Charakteristik der Emissionspfade für Schwermetalle aus Bergematerial

Die Schwermetalle, die aufgrund der Materialzusammensetzung der Halden in unterschiedlich großer Menge enthalten sind, können durch verschiedene Mechanismen aus dem Haldenkörper emittiert werden. Potentielle Emissionspfade sind danach:

- äolischer Austrag von partikulär gebundenen Metallen;
- Lösungstransport mit dem abfließenden Niederschlagswasser;
- Transport von partikulär gebundenen Schwermetallen mit dem Niederschlagswasser;
- Gravitativer Transport von Haldenmaterial (Rutschungen).

In der Abbildung 6.11 sind die potentiellen Transportpfade für Schwermetalle aus den Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus dargestellt. Im Rahmen der eigenen Untersuchungen sollen, wie bereits erwähnt, hauptsächlich die Lösungstransporte von Schwermetallen als mögliche Emissionspfade betrachtet und bewertet werden. Die Konzentration der Arbeit auf den Wasserpfad begründet sich auf vorliegenden Erkenntnisse aus bisherigen Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Umweltmedien im Mansfelder Land (TÜV-BAYERN 1991; CÖSTER 1993, POGGEL 1995).

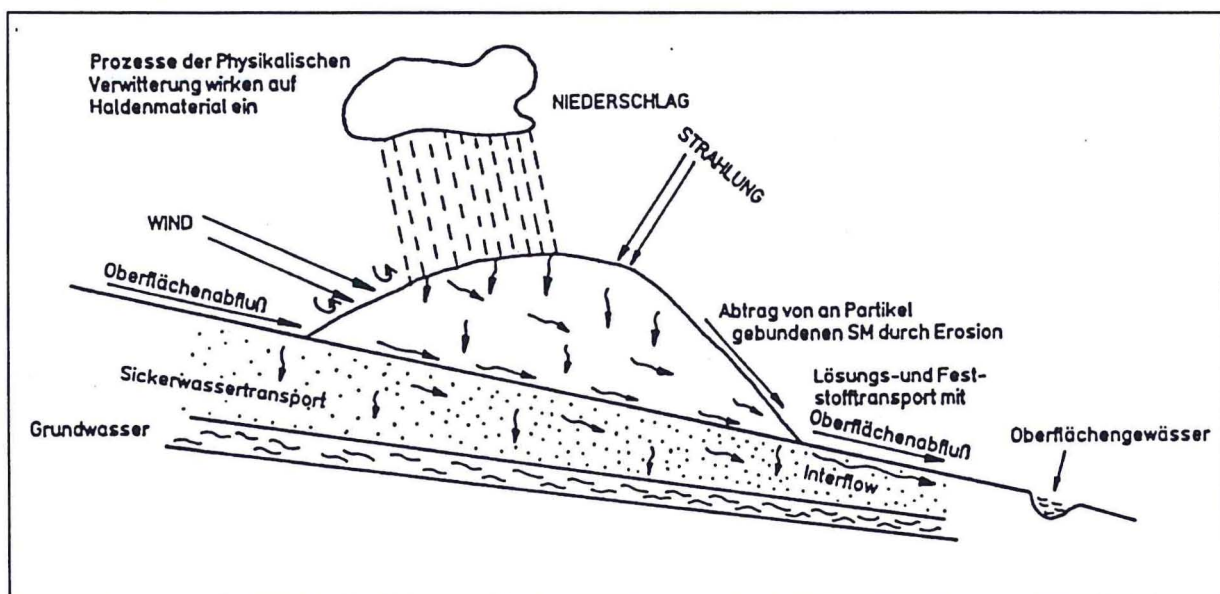


Abb. 6.11: Potentielle Migrationspfade für Schwermetalle aus Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus

Zum Problem des äolischen Austrags von Schwermetallen aus den Großhalden in der Mansfelder Mulde führte CÖSTER (1993) Untersuchungen im Umfeld einer Spitzkegelhalde und einer Flachhalde durch. Mit Hilfe von Bodenprobenahmen, in Form von konzentrischen Ringen um diese Objekte, konnten keine signifikanten, haldentypischen Schwermetallanreicherungen im Boden festgestellt werden.

Nach eigenen Beobachtungen spielt die äolische Verfrachtung von Feinstpartikeln aus den Großhalden eine untergeordnete Rolle. Die Textur des Gesteines der Großhalden ist so grobkörnig, daß mit einer Ausblasung nur bei extremen Windstärken gerechnet werden kann. Die Grobkörnigkeit des Haldenmaterials resultiert aus dem geringen Alter der Großhalden (in der Regel < 100 Jahre) und der niedrigen Intensität der physikalischen Verwitterung in der gemäßigten Klimazone. Dies wird durch die Beobachtungen von KEHRT & WIGGERING (1991) zur Verwitterung von Bergematerial des Steinkohlenbergbaus an der Ruhr unterstützt, bei denen Bergematerial, das über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten Verwitterungsprozessen ausgesetzt war, nur geringe Feinstanteile aufwies.

Hinsichtlich des Schwermetallaustrages aus Bergematerial durch gravitative Umlagerungen (Rutschungen) muß bemerkt werden, daß vor allem die Großhalden so angelegt wurden, daß sie eine hohe Standfestigkeit aufweisen und somit Rutschungen nahezu ausgeschlossen werden können (WORDELMANN 1992). Dem gegenüber stellt CÖSTER (1993) fest, daß die Oberböden in der näheren Haldenumgebung (wenige Meter) Anteile an Haldenmaterial aufweisen, die größer als 60

Masseprozent betragen. Die eigenen Untersuchungen zeigen ebenfalls, daß vor allem die Böden in der Umgebung der Großhalden, noch in einigen Metern Entfernung mit Haldenmaterial durchsetzt sind. Hier besteht die Gefahr, einer verstärkten Schwermetallfreisetzung aus dem eingearbeiteten Haldenmaterial infolge des Wirkens chemischer Verwitterungsprozesse und mikrobieller Aktivität.

6.3 Lösungsaustrag von Schwermetallen aus Bergbauhalden

6.3.1 Prozesse der Schwermetallfreisetzung aus dem Haldenmaterial

Im Unterschied zum Entstehungsmilieu und den natürlichen Lagerungsbedingungen werden die durch den Bergbau abgebauten Bestandteile des Zechsteins bei der Lagerung an der Erdoberfläche einem oxidativen Milieu ausgesetzt. Mit der oberirdischen Lagerung des Zechsteinmaterials und der damit verbundenen Einwirkung der Witterung (Temperaturschwankungen, Wind, Regen, Schnee, Hagel) werden, die durch das Brechen des Gesteins Untertage, begonnenen physikalischen Zerstörungsprozesse fortgesetzt. Dabei ist zu bemerken, daß durch den verstärkten Einsatz von Schwarzpulver seit dem 19. Jahrhundert die Zerklüftung der gewonnenen Gesteine verstärkt wurde, was den Zerfallsprozeß durch physikalische Verwitterung begünstigte (JANKOWSKI 1996).

Die Überführung von zumeist sulfidisch gebundenen Schwermetallen in ionische Formen durch physikalische Verwitterung kann nahezu ausgeschlossen werden. Zu erwarten ist lediglich eine mechanische Zerstörung des Haldenmaterials. Im Ergebnis dieser mechanischen Zerstörung entstehen Partikelgrößen, die durch unterschiedliche Prozesse und Medien vom Haldenkörper abtransportiert werden können. Aufgrund der geringen Intensität der physikalischen Verwitterung in den gemäßigten Breiten, geht die Zerstörung des Haldenmaterials nur sehr langsam vonstatten. Trotzdem werden mit dieser Materialzerkleinerung infolge physikalischer Verwitterung die Voraussetzungen für das Wirken der chemischen Verwitterung verbessert (BLUME 1990; GISI 1990; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992; KUNTZE, ROESCHMANN & SCHWERDTFEGGER 1994).

Dieser Form der Verwitterung kommt somit eine größere Bedeutung zu. Durch den Kontakt der im Kupferschiefer im wesentlichen sulfidisch gebundenen Metalle mit dem Luftsauerstoff kann es daher zur Umwandlung dieser schwer löslichen Bindungsformen in leichter lösliche Metall - Sulfate kommen (Oxidation).

Die einfachste Form der chemischen Verwitterung - Lösungsverwitterung - kann dabei vor allem an den Großhalden wirksam werden, da diese über einen höheren Anteil an Gips, Anhydrit und Steinsalz verfügen.

Eine große Bedeutung für die Verwitterung von Gesteinen kommt der Vegetation zu. Die biochemische Aktivität, die im Boden (Wurzelraum der Pflanzen) vor allem in Form einer Abgabe von Wasserstoff - Ionen zur Freisetzung pflanzenverfügbarer Nährstoffe realisiert wird, bewirkt einen Überschuß an Wasserstoff - Ionen in der Bodenlösung (Säurewirkung). Die Wasserstoff - Ionen pflanzlicher Säuren greifen das Gestein wesentlich intensiver als im Wasser an (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992). Durch zunehmende Versauerung geht eine intensivere Verwitterung des abgelagerten Materials vonstatten als durch die rein physikalische.

KLINGER (1996) untersuchte den Verwitterungszustand und die Schwermetallfreisetzung zweier gleichaltriger Kleinhalden im Bereich der Kleinhaldenfelder nahe des Zechsteinausstrich, im westlichen Untersuchungsgebiet. Dabei wurde festgestellt, daß der Feinbodenanteil im Bergematerial einer Halde unter Vegetationsbedeckung (rund 40 %) das Dreifache im Vergleich zu einer vegetationsfreien Halde (rund 13 %) beträgt.

Im Sickerwasser beider Halden stellte KLINGER (1996) außerdem eine unterschiedlich starke Anreicherung mit Schwermetallen fest. In der vegetationsbedeckten Halde sind die Metallanreicherungen bei Kupfer um den Faktor 10, bei Blei um den Faktor 2 und bei Zink um den Faktor 7 höher als in der vegetationsfreien Halde.

6.3.2 Schwermetallgehalte im Oberflächenabfluß und Haldensickerwasser

Um die Schwermetallemissionen der Halden über den Wasserpfad zu bestimmen, wurden Untersuchungen zum Schwermetallgehalt der am Fuß der Bergehalden austretenden Sickerwässer und des Oberflächenabflusses durchgeführt. Zur Bestimmung der Schwermetallanreicherung in Sickerwässern, die aus dem Haldenmaterial stammen, wurden, mußte zuerst der durch den Niederschlag verursachte Metall - Input festgestellt werden. Die von KLINGER (1996) ermittelten Metallgehalte in Freiland- und Bestandsniederschlägen (Laubmischwald) aus dem Untersuchungsgebiet (Tab. 6.10) wurden als Ausgangsgröße für die Berechnungen genutzt.

Tab. 6.11: Mittlere Schwermetallgehalte im Freiland- und Bestandsniederschlag des Untersuchungsgebietes (KLINGER 1996)

	Schwermetallgehalt in mg/l		
	Cu	Pb	Zn
Freilandniederschlag	0,027	0,025	0,081
Bestandsniederschlag	0,032	0,029	0,106

Es erfolgte eine Subtraktion der Niederschlagswerte von den im Sickerwasser ermittelten Konzentrationen. Dabei konnte festgestellt werden, daß die Gehalte an Kupfer, Blei und Zink im Sickerwasser der einzelnen Halden zum Teil erheblich voneinander differieren.

Tab. 6.12: Kupfergehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungsfaktoren gegenüber dem Niederschlagswasser

		Untersuchungsstandort							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Cu in mg/l	Ø	0,679	0,078	0,081	0,158	0,188	0,124	0,244	0,085
	max	2,292	0,215	0,383	0,661	0,639	0,296	1,888	0,242
	min	0,040	0,002	0,005	0,015	0,005	0,005	0,041	0,005
	CRN ¹⁾	0,647	0,051	0,054	0,131	0,161	0,097	0,217	0,058
AF ²⁾		21	2,8	3	5,8	6,9	4,6	9	3,1

1) um Niederschlagsgehalt reduzierte Konzentration; 2) relative Anreicherung

Die höchsten mittleren (0,679 mg/l) und absoluten 2,292 mg/l) Konzentrationen an Kupfer wurden an Untersuchungsstandort 1 registriert. Dies ist insbesondere auf den hohen Verwitterungsgrad der Halde zurückzuführen, der infolge des hohen Alters und der Vegetationsbedeckung des Objektes entstand. Die niedrigsten Kupfergehalte führte das Sickerwasser aus vegetationsfreien Klein- und Flachhalden (Standorte 2, 3, 6) sowie aus der Spitzkegelhalde. Am Standort 7 (Schlackehalde der Rohrhütte Helbra) wurde mit 1,888 mg/l Cu im Oberflächenabfluß und Interflow ein mit dem der Haldensickerwässer von Standort 1 vergleichbarer Wert gemessen. Betrachtet man die mittleren Anreicherungsfaktoren für Kupfer im Sickerwasser, so hebt sich der Wert für den Standort 1 mit AF = 21 deutlich von den anderen ab. Selbst am Standort 7, mit der Schlackehalde und den darauf lagernden Theisenschlammbecken (AF = 9), wird eine nicht annähernd so starke Anreicherung an Kupfer im Sickerwasser registriert. Die Sickerwässer der Standorte 4 und 5 (vegetationsfreie Ausschlägehalden) weisen höhere Anreicherungen an Kupfer auf als die Bergehalden der Standorte 2, 3 und 8.

Die durchschnittlichen Bleigealte im Sickerwasser der Halden (Tab. 6.12) sind im allgemeinen geringer als die Kupfergehalte. Die höchsten Werte treten wiederum am Standort 1 auf und sind auf den hohen Verwitterungsgrad des Haldenmaterials, begründet durch das Alter und die Vegetationsbedeckung, zurückzuführen. Durch die biologische Aktivität (Protonenfreisetzung im Wurzelraum, Wurzelatmung) sind an diesem Standort Versauerungstendenzen festzustellen, die den von HORNBERG & BRÜMMER (1993) ermittelten pH-Grenzwert für die Mobilisierung von Blei (3,5) unterschreiten. Die geringsten Konzentrationen an Blei im Sickerwasser wurden an den Standorten 3, 5, 8 festgestellt (gering verwittert). Bei der Betrachtung der Anreicherungsfaktoren für Blei im Sickerwasser fallen die geringen Unterschiede zwischen den einzelnen Halden auf. Dies ist auf die wesentlich geringere Mobilität des Blei gegenüber Metallen, wie Zink und Kupfer, zurückzuführen. Den höchsten Einzelwert für eine Anreicherung von Blei im Sickerwasser wurde mit AF = 6,1 an Untersuchungsstandort 1 registriert. Dies ist vor allem auf die saure Bodenreaktion am Standort zurückzuführen.

Tab. 6.13: Bleigehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungsfaktoren gegenüber dem Niederschlagswasser

		Untersuchungsstandort							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Pb in mg/l	Ø	0,177	0,084	0,069	0,095	0,065	0,083	0,101	0,066
	max	0,590	0,270	0,230	0,342	0,130	0,240	0,180	0,239
	min	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	CRN ¹⁾	0,148	0,059	0,044	0,070	0,040	0,058	0,076	0,041
AF ²⁾		6,1	3,4	2,8	3,8	2,6	3,3	4	2,6

1) um Niederschlagsgehalt reduzierte Konzentration; 2) relative Anreicherung

Zink, als wesentlich leichter lösbares und mobileres Kation, ist generell in höheren Konzentrationen als die anderen Metall - Ionen im Sickerwasser (Tab. 6.13) gemessen worden. Die höchsten mittleren Konzentrationen weist der Standort 4 und die niedrigsten die Standorte 2, 3 und 8 auf. Maximalkonzentrationen wurden mit 3,292 mg/l und 3,081 mg/l an den Standorten 1 und 4 gemessen. Die Anreicherung von Zink erreicht mit AF = 11 am Standort 4 ihren höchsten Wert. Die Standorte 2, 3 und 8 (vegetationsfreie Bergehalden) weisen wiederum die geringsten Metallanreicherung im Sickerwasser auf. Im Extremfall wurde an Standort 1 eine Zinkanreicherung im Sickerwasser um den Faktor 31 ermittelt.

Tab. 6.14: Zinkgehalte im Sickerwasser der untersuchten Bergehalden und Anreicherungsfaktoren gegenüber dem Niederschlagswasser

		Untersuchungsstandort							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Zn in mg/l	Ø	0,878	0,155	0,131	0,887	0,278	0,349	0,337	0,125
	max	3,292	0,543	0,274	3,081	1,321	1,485	1,500	1,284
	min	0,076	0,005	0,005	0,139	0,045	0,035	0,096	0,005
	CRN ¹⁾	0,772	0,074	0,050	0,781	0,040	0,058	0,076	0,041
AF ²⁾		8,3	1,9	1,68	11	3,4	4,3	4,2	1,5

1) um Niederschlagsgehalt reduzierte Konzentration; 2) relative Anreicherung

Die Betrachtung der Schwermetallanreicherung im Sickerwasser bei der Haldenpassage zeigt einige klare Tendenzen. Kupfer und Blei werden am stärksten am Standort 1 angereichert. Eine Ausnahme bildet die hohe Anreicherung von Zink im Sickerwasser von Standort 4.

Die generell geringsten Metallanreicherungen (Abb. 6.12) weist das Sickerwasser der Halden 2, 3 und 4 auf. Dies ist zum einen auf die Materialzusammensetzung der Halden von Standort 2 und 8 (Mischberge- und Bergehalden) und andererseits auf den geringen Verwitterungsgrad der 3 Halden zurückzuführen, der aus dem Alter und der fehlenden Vegetationsbedeckung resultiert.

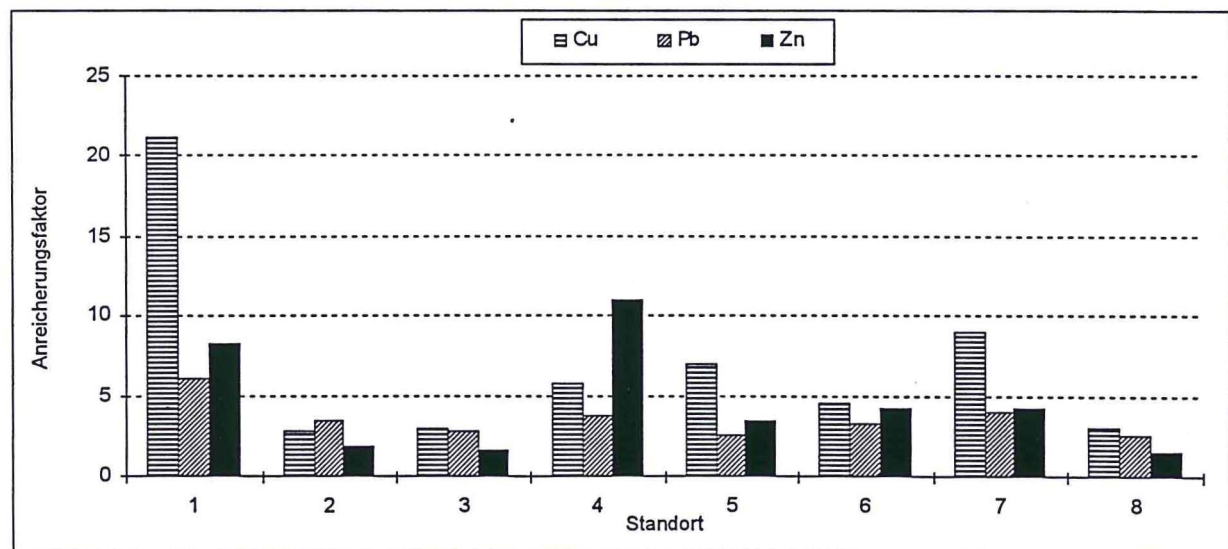


Abb. 6.12: Relative Anreicherung von Schwermetallen im Sickerwasser ausgewählter Bergehalden im Einzugsgebiet des Süßen See

Bei der Betrachtung der Metallgehalte im Sickerwasser der Halden wird die Sonderstellung von Untersuchungsstandort 1 deutlich. Hier ist die Anreicherung der untersuchten Schwermetalle im Sickerwasser sogar höher als an der Schlackehalde der Rohhütte Helbra. Im allgemeinen überschreiten die Sickerwasserkonzentrationen an Cu, Pb und Zn den Niederschlagswert um das Zweibis Fünffache. Deutlich zu erkennen ist auch das Anreicherungsmuster der Schwermetalle im Sickerwasser. An der Mehrzahl der Halden stimmt es mit dem allgemeinen Belastungsmuster von Böden und Sedimenten überein.

6.3.3 Abhängigkeit der Schwermetallemissionen von ausgewählten Struktureigenschaften der Bergehalden

Es wurde bereits darauf hingewiesen, daß die Höhe der Schwermetallemissionen von einigen wesensbestimmenden endogenen (Eigenschaften der Halden) und exogenen Faktoren (Umwelt) bestimmt wird. Bezüglich der Emission von Kupfer, Blei und Zink aus den Bergehalden, üben vor allem die Materialzusammensetzung der jeweiligen Halde, ihr Alter und die Vegetationsbedeckung fördernde bzw. hemmende Einflüsse aus.

Aus der **Materialzusammensetzung** der Halden (Ausschlägeanteil) kann deren Metallgehalt und damit ein Emissionspotential abgeschätzt werden. Je höher der Anteil des metallführenden Material ist, desto höher ist auch das Emissionspotential einer Halde einzustufen. Dies wird durch Anreicherung von Kupfer im Haldenwasser bestätigt. Im Vergleich der Analysen der nahezu gleichaltrigen Halden an den Untersuchungsstandorten 5 und 6 ist festzustellen, daß die Kupferanreicherung an der Ausschlägehalde (Standort 5) um 50 % höher ist als an der Mischbergehalde des Standortes 6. Neben dem geringerem Metallgehalt einer Mischbergehalde gegenüber der reinen Ausschlägehalde muß vor allem der Anteil an Sulfatgesteinen (Gips, Anhydrit) in den jüngeren Mischbergehalden als ein, die Metallemissionen beeinflussender Faktor bezeichnet werden.

Das **Alter** der Halden hat vor allem bezüglich der Textur und Materialersatz eine große Bedeutung. Der Kupferschiefer und seine Nebengesteine werden zuerst beim Abbau in ihrer Struktur vollkommen mechanisch zerstört und dann mit der Förderung an die Erdoberfläche einem anderen geochemischen Milieu ausgesetzt. Hier wird das abgelagerte Berge- und Ausschlägematerial durch den Einfluß von Verwitterung weiter zerkleinert. Durch die Zerkleinerung des Materials wird dessen Oberfläche vergrößert, und somit können Verwitterungsprozesse großflächiger angreifen und eine Schwermetallfreisetzung aus dem Haldenmaterial verstärken. Alte Mischbergehalden weisen in der Regel höhere Metallemissionen auf als ähnlich zusammengesetzte Halden jüngerer Bergbauetappen. Die älteste der untersuchten Halden (Standort 1) weist mit Abstand die höchsten Kupfer- und Bleianreicherungen im Haldenwasser auf, was neben des Verwitterungseinflusses über einen langen Zeitraum auf ein weiteres Spezifikum zurückzuführen ist.

Neben der Materialzusammensetzung, dem Alter und der dadurch zumindest partiell bedingten Verwitterungsintensität übt auch die **Vegetationsbedeckung** der Haldenkörper einen wesentlichen Einfluß auf deren Schwermetallemissionen aus. So wird die physikalische Verwitterung, welche in den gemäßigten Breiten als ein langsamer Prozeß bekannt ist, durch die biologisch-chemische Verwitterung infolge der Vegetationsaktivität wesentlich übertroffen. Verbunden mit der Vegetationsbedeckung ist eine Absenkung der pH-Werte. Dies wiederum bewirkt eine intensive Materialzerstörung und die damit verbundene Freisetzung von Schwermetallen.

--- SPEARMAN CORRELATION COEFFICIENTS ---

Pb	,2703		
Vegetation	,8964**	,4824	
Zn	,6786	,7388	,7171
	Cu	Pb	Vegetation
* - Signif. LE ,05	** - Signif. LE ,01		(2-tailed)

Abb. 6.13: Zusammenhang zwischen Vegetationsbedeckung der Halden und der Schwermetallanreicherung im Haldenwasser

Zur Überprüfung dieser festgestellten Tendenzen wurden Korrelationsanalysen durchgeführt werden. Die Ausprägung der einzelnen Eigenschaften wurden klassifiziert, parameterisiert und in Beziehung zu den gemessenen Schwermetallbelastungsdaten gesetzt. Aufgrund der geringen Anzahl an Untersuchungsobjekten und der unterschiedlichen Wirkungsgradienten einzelner Parameter ist eine solche Statistik jedoch sehr problematisch. Zur statistischen Absicherung der an Einzelobjekten gewonnenen Ergebnisse müßte durch fortführende Analysen der Datenbestand erweitert werden.

Im Rahmen der Klassifizierung der Vegetationsintensität wurde Wald als Vegetationsform mit der stärksten Verwitterungswirkung definiert. Vegetationsfreie Halden erhielten den geringsten Wert bezüglich biochemischer Verwitterung. So konnten aus der relativ geringen Datenbasis (9 Objekte) lediglich hochsignifikante Zusammenhänge zwischen der Vegetationsbedeckung der Halden und der Anreicherung an Kupfer im Haldenwasser festgestellt werden (Abb. 6.13).

Die hoch signifikante Korrelation von Vegetationsbedeckung und Lösungsaustrag an Kupfer deutet zumindest darauf hin, daß eine hohe Vegetationsintensität als exogener Einflußfaktor einen dominierenden Einfluß auf die Intensität der Schwermetallemissionen aus den Bergehalden ausübt.

6.4 Schwermetallbelastung von Böden in der unmittelbaren Umgebung ausgewählter Bergehalden

6.4.1 Pedologische Charakteristik der Untersuchungsstandorte

Standort 1: Hausberggrund

Die Anlage der 4 Bodenschürfe erfolgte am Haldenfuß und in 15 m, 41 m und 62 m Entfernung von der Halde. Entlang der gesamten Catena findet man bis zum 3. Bodenschurf unterschiedlich mächtig ausgeprägte Parabraunerden auf Löß vor, welche je nach Hanglage unterschiedlich stark gekappt sind. Schurf 4, im Talbereich gelegen, charakterisiert einen typischen Kolluvialstandort. Das Kolluvium war sehr mächtig, was sich an einem durch eine Art Hohlweg verursachten Anschnitt unterhalb des Bodenschurfes zeigte. Die Böden sind bis in eine Tiefe von 35 cm stark durchwurzelt. Darunter findet man nur noch vereinzelte Wurzelhaare. Vor allem im Oberhangbereich waren mehrere Zentimeter mächtige Auflagen organischer Substanz und eine starke Einarbeitung dieser in den A_h-Horizont erkennbar. Als charakteristisch für diesen Standort muß angesehen werden, daß die Böden bis in große Tiefen kalkfrei sind.

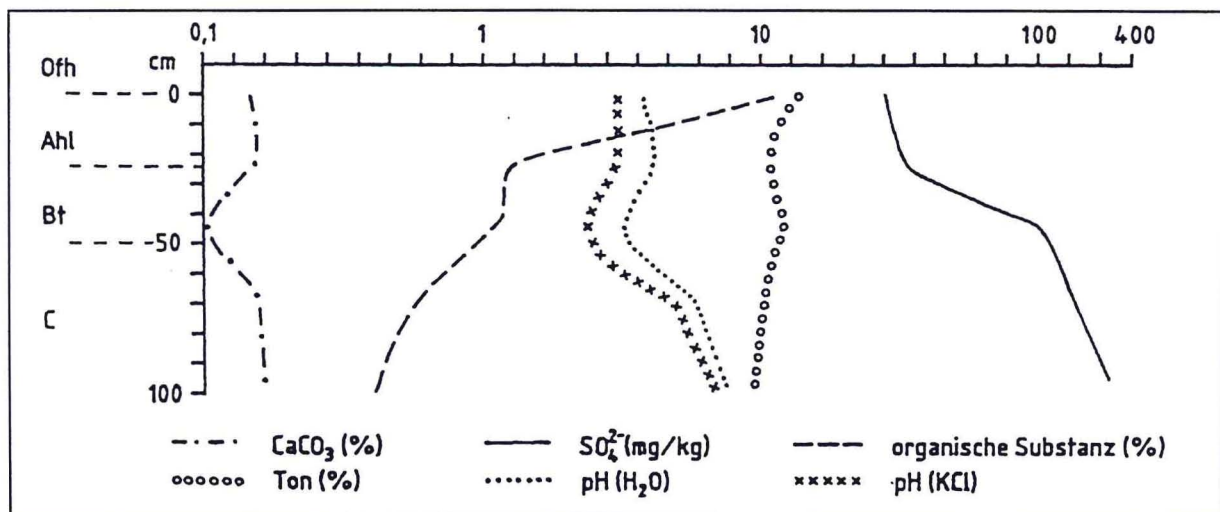


Abb. 6.14: Pedologische Kennwerte des Profils 1/1

Für die Böden im Bereich des Standortes 1 sind weiterhin die hohen Gehalte an organischer Substanz im Oberbodenbereich charakteristisch (Oberhang bis 20 %). Auf das gesamte Profil bezogen, unterliegen sie jedoch einem starken negativen Tiefengradienten (bis 0,6 %). Im Mittel- und Unterhangbereich betragen die Konzentrationen an organischer Substanz 6 % - 6,5 % und nehmen bis in 50 cm Tiefe auf unter 1 % ab. Bedingt durch die Lage in einem Waldgebiet weisen die Böden saure Bodenreaktionen auf. Je nach Hanglage erreicht die Versauerungsfront unterschiedli-

che Tiefen. Am Oberhang und am oberen Mittelhang sind saure und stark saure pH-Werte (6,3 - 4,8) bis in eine Tiefe von 40 - 50 cm nachweisbar. Danach steigen sie sprunghaft auf Werte von 7,4 bis 8 an. Am unteren Mittelhang und am Unterhang reicht die saure Bodenreaktion bis in Tiefen von über 70 cm vor (pH 4,2 - 4,4). Die Tongehalte schwanken im gesamten Hangprofil zwischen 10 % und 22 %. Die Böden des oberen Hangbereiches weisen von 20 cm bis 35 cm Tiefe eine Erhöhung der Tongehalte um rund 5 % auf, was auf den B_t-Horizont der angesprochenen Parabraunerde hindeutet. Am Unterhang ist dies jedoch nicht festzustellen (Kolluvialstandort). Im gesamten Hangprofil schwanken die Sulfatgehalte zwischen 10 mg/kg und 216,5 mg/kg. Sie unterliegen einem reziproken Tiefengradienten zu den Gehalten an organischer Substanz. Mit zunehmender Entfernung von der Halde (hangabwärts) nimmt SO₄²⁻ kontinuierlich zu.

Standort 2: Hüttengrundbach / Neckendorf

Die Anlage der Bodenschürfe erfolgte am Haldenfuß und in 44,5 m Entfernung von der Halde. Im Unterhangbereich gelegen, ist der Boden am Haldenfuß kolluvial überprägt. Bis in eine Tiefe von 35 cm ist das Profil mit Haldenmaterial durchmischt. In einer Tiefe von 75 cm schließt sich ein mächtiger fossiler A_h-Horizont an. Der Bodenschurf in Gewässernähe ist als typischer Kolluvialstandort anzusehen. Hier findet man umgelagerten und mit Schieferstücken durchsetzten Löss vor, der stark verwitterte Rotliegendeschichten überdeckt. Die Schieferdurchmischung reicht bis in einen Bereich von 45 cm Tiefe. Der Rotliegendersatz ist frei von Schiefer. Der kalkhaltige (1 % - 6 %) Boden auf Untersuchungsstandort 2 zeichnet sich durch neutrale bis schwach alkalische pH-Werte aus. Im Tiefenprofil steigen sie kontinuierlich von 7,3 auf 8 an. Die Tongehalte schwanken zwischen 8 % und 23 %, wobei man bemerken muß, daß die großen Schwankungen im Profil am Haldenfuß auftreten.

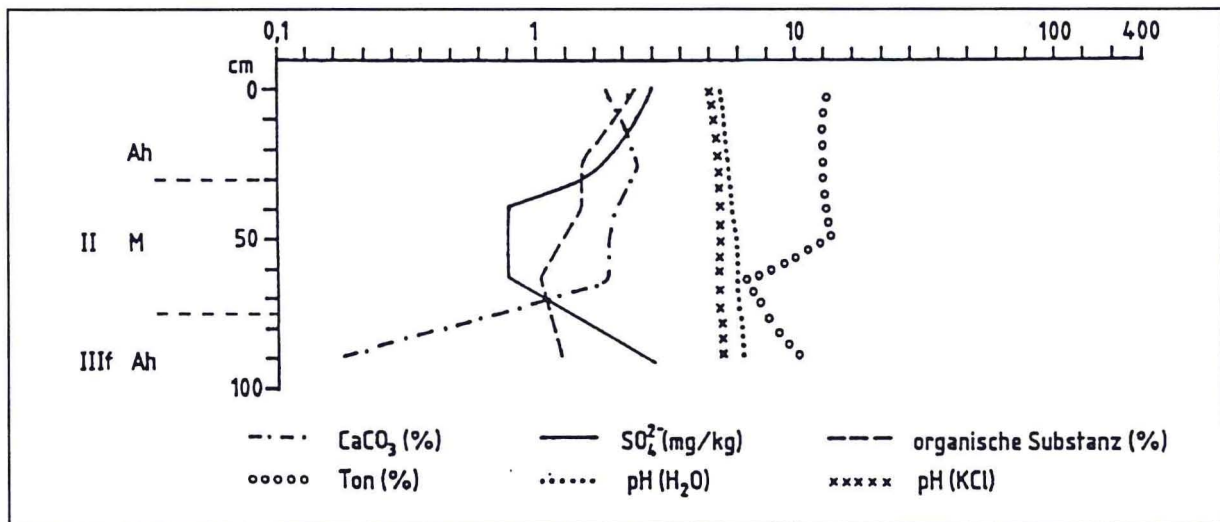


Abb. 6.15: Pedologische Kennwerte des Profils 2/1

Das gewässernahe Bodenprofil weist eine wesentlich homogenere Tonverteilung auf (12 % - 16 %). Mit 0,9 - 56 mg/kg weist der Boden geringe Sulfatgehalte auf, wobei das Profil am Haldenrand nahezu sulfatfrei ist. Auffällig erscheinen die hohen Gehalte an organischer Substanz im Oberboden von Profil 1 (13,7 %), die aber sprunghaft mit zunehmender Tiefe wieder abnehmen. Sie zeigen auch im Kolluvialprofil eine tiefenabhängige Abnahme (3,6 % → 1 %).

Standort 3: Sauggrundbach

Am Untersuchungsstandort 3 wurden 4 Bodenschürfe angelegt, welche sich am Haldenfuß und in 8 m, 30 m- und 42 m Entfernung von der Halde befinden. Die Durchwurzelung des Bodens ist mäßig und erreicht Tiefen von 20 - 30 cm. Insgesamt kann man eine wechselnd starke Durchmischung des Bodens mit Bauschutt, unterschiedlicher Materialzusammensetzung erkennen. Dies spiegelt sich auch in den chemischen und physikalischen Bodenparametern wider. Haldenmaterial ist bis zum zweiten Bodenschurf angetroffen worden.

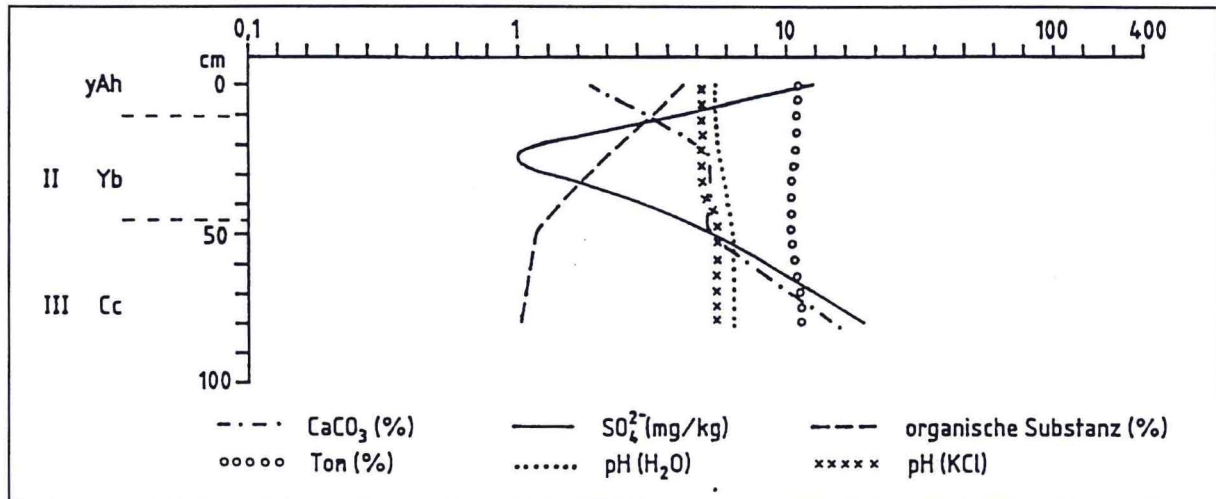


Abb. 6.16: Pedologische Kennwerte des Profils 3/3

Aufgrund der Durchmischung des Bodens mit anthropogen aufgebracht Materialien reichen die pH-Werte vom schwach sauren bis in den schwach alkalischen Bereich (6,8 - 8,2). Die Gehalte an CaCO₃ schwanken zwischen 1,6 % und 26,6 %, wobei die hohen Kalkgehalte von 20 % und 26,6 % im A_n-Horizont des Profils 3/4 aus der Bauschuttauflbringung resultieren. Außer am Profil 313 ist eine Erhöhung der Gehalte an organischer Substanz in einer Tiefe zwischen 25 cm und 40 cm erkennbar. Hier wurde bei der Aufnahme ein fossiler A_n-Horizont erfaßt. Die zum Teil hohen Gehalte an organischer Substanz in der darüberliegenden Kulturschuttzone resultieren vermutlich aus anthropogenen Beimengungen von organischen Materialien (Gartenabfälle). Dem Gesamtbild entsprechend verhalten sich auch die Tongehalte teilweise sehr diffus. Sie schwanken zwischen 2,4 % und 18,1 %. Mit unregelmäßig verteilten Gehalten von 1 mg/kg bis 373 mg/kg fügt sich das Sulfat vollkommen in die physikalisch - chemische Struktur dieses Bodens ein.

Standort 4: Ottoschächtehalde / Wolferöder Graben

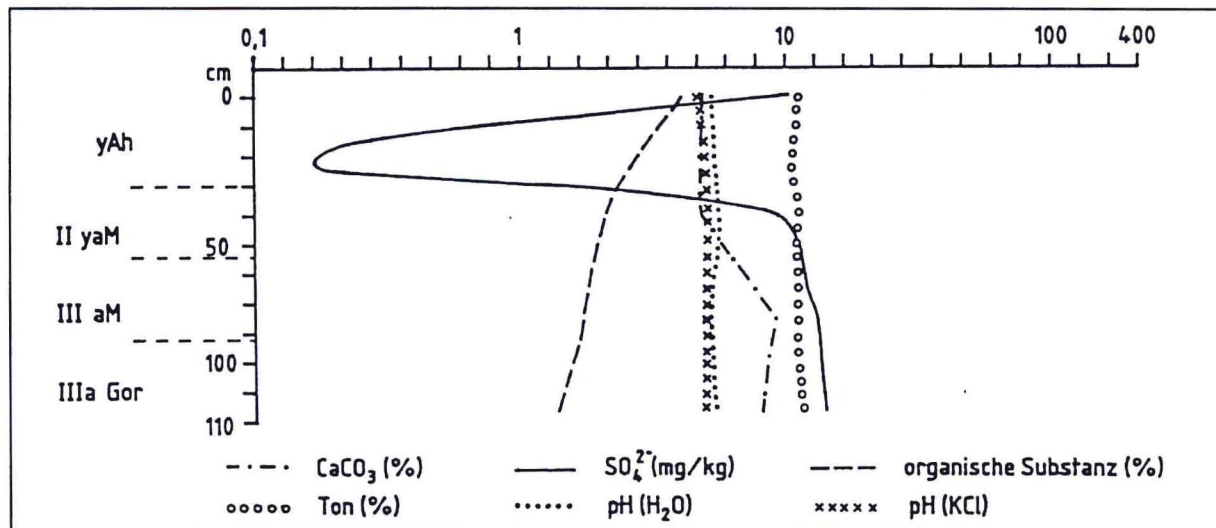


Abb. 6.17: Pedologische Kennwerte des Profils 4/2

Am Haldenfuß und in 4,5 m Entfernung vom Haldenrand wurde jeweils ein Bodenschurf aufgegraben. Charakteristisch für beide Profile war die starke Durchmischung von Auensediment mit Haldenmaterial bis in 70 cm Tiefe. Darunter war das Sediment schieferfrei. Ab 90 cm war eine Grundwasserbeeinflussung erkennbar und bei 1 m stand das Grundwasser an. Als charakteristisch für beide Profile sind die konstanten pH-Werte von 7,5 - 7,8 zu bezeichnen. Sie unterliegen im gesamten Tiefenprofil nur geringen Veränderungen. Der Boden weist insgesamt hohe Gehalte an organischer Substanz auf, die mit zunehmender Tiefe von 6 % auf 2 % abnehmen. In gleichem

Maße wie die organische Substanz im Boden abnimmt, steigen die Kalkgehalte von 7,3 % auf 9,9 % an.

Die Sulfatgehalte sind mit 0 - 24 mg/kg als gering einzuschätzen und zeigen eine tendentielle Anreicherung mit zunehmender Tiefe. Einem Auenstandort entsprechend, unterliegen die Tongehalte nur geringen Schwankungen. Die einzige Ausnahme bildet eine etwa 15 cm mächtige Schicht im Profil 4/1. Hier findet man sandig verwittertes Haldenmaterial vor, was sich in geringeren Tongehalten als im Rest des Profils widerspiegelt.

Standort 5: Ottoschächtehalde / Böse Sieben

Dieser Standort ist durch einen Auenboden mit gestörtem A_H -Horizont und Grundwasserbeeinflussung gekennzeichnet. Die Anlage der Bodenschürfe erfolgte wieder beginnend am Haldenfuß, sowie in 4 m und 8 m Entfernung vom Haldenrand. Insgesamt zeigt der Boden eine gute bis mäßige Durchwurzelung. Deutlich zu erkennen, ist die für Aueböden typische Schichtung des Substrats. Das entstehende Grundwasser wurde in einer Tiefe von rund 100 - 120 cm registriert.

Ähnlich Standort 4 weist dieser Boden relativ konstante neutrale bis schwach alkalische pH-Werte im Bereich zwischen 7,1 und 7,9 auf. Die Profile 1 und 2 zeichnen sich durch einen tendentiellen Anstieg der pH-Werte mit zunehmender Tiefe aus. In Profil 3 nehmen sie erst bis in eine Tiefe von 70 cm auf 7,1 ab, um dann wieder bis 7,5 zuzunehmen.

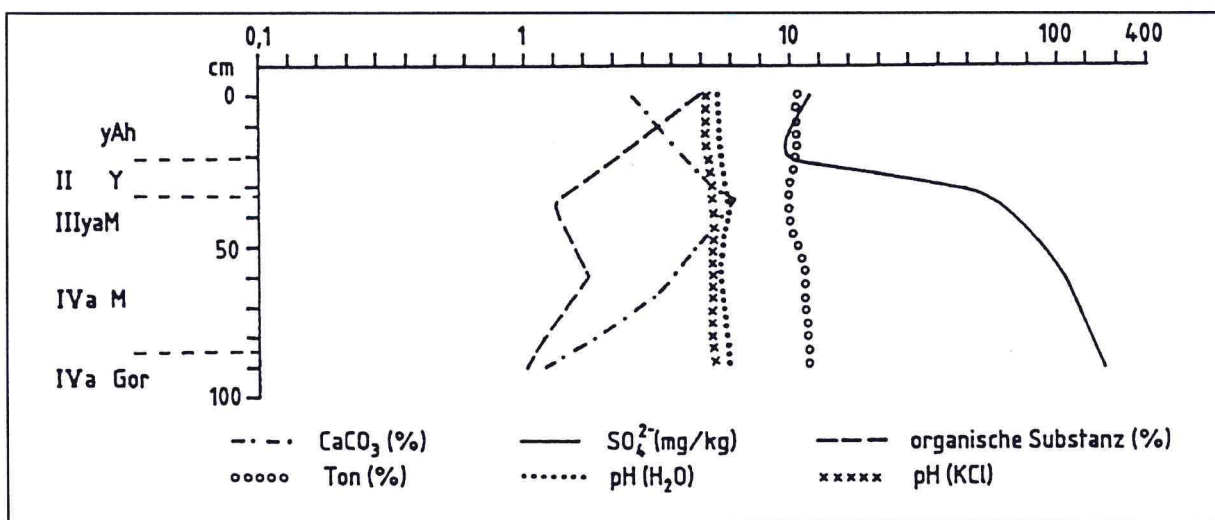


Abb. 6.18: Pedologische Kennwerte des Profils 5/1

Auch die sonst in diesem Boden festgestellte relativ homogene Tonverteilung ist in Profil 3 verändert (Schwankungen zwischen 1,9 % und 14,4 %). Die Gehalte an organischer Substanz sind ebenfalls wie an Standort 4 als hoch zu bezeichnen. An den Profilen 1 und 2 ist auch der Tiefengradient deutlich erkennbar. Die Verteilung von organischer Substanz im Profil 3 ist hingegen inhomogen. Besonders hervorzuheben sind die hohen Sulfatkonzentrationen (bis 500 mg/kg) in allen drei Profilen. Hierbei muß bemerkt werden, daß sie sowohl mit zunehmender Bodentiefe und zunehmender Entfernung von der Halde ansteigen. Die Kalkgehalte erreichen Werte von 1,8 % bis 11,8 %.

Standort 6: Martinschächter Halde / Böse Sieben

Am Standort wurden 3 Bodenschürfe angelegt (Haldenfuß, 4,5 m und 6,5 m vom Haldenrand entfernt). Alle drei Schürfe zeigen ein typisches Auenprofil. Die oberen 60 - 80 cm weisen eine starke Durchmischung mit Haldenmaterial auf. Darunter schließt sich reiner Auenlehm an, der ab 105 - 110 cm deutliche Vergleyungserscheinungen (Marmorierung) zeigt. Im Bodenschurf, der den Vorfluter am nächsten gelegen war stand bei 100 cm Grundwasser an. Der Boden am Standort 6, wie Standort 4 und 5 ebenfalls im Auenbereich situiert, weist eine ähnliche physikalische und chemische Struktur auf.

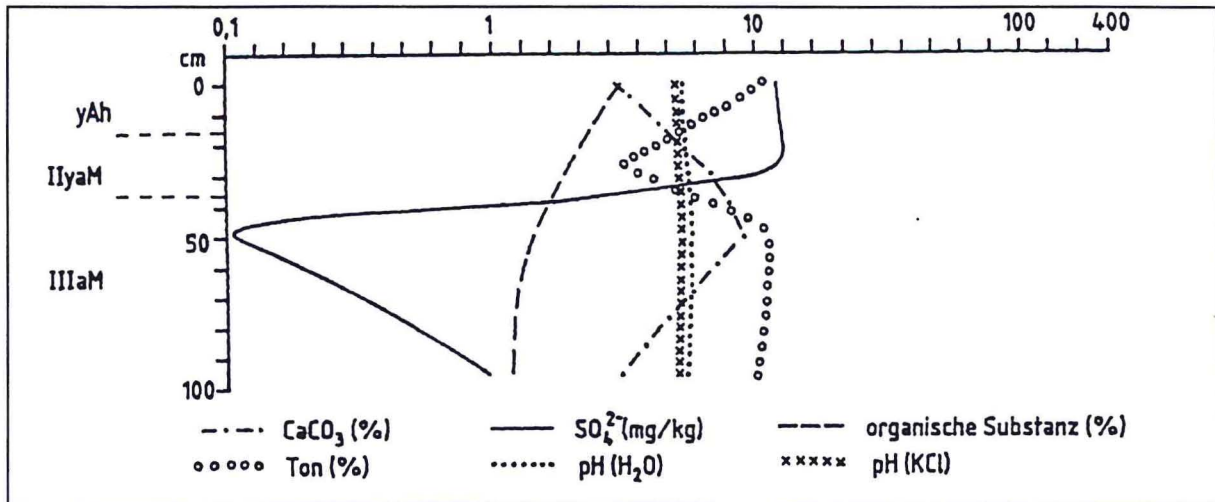


Abb. 6.19: Pedologische Kennwerte des Profils 6/2

Die heterogene Tonverteilung ist wiederum im Zusammenhang mit verwittertem Haldenmaterial zu sehen, daß in das Auensediment eingemischt wurde. Die pH-Werte liegen im Bereich zwischen 7,5 und 8, wobei nur an Profil 2 ein Tiefengradient erkennbar ist. Wiederum wurden hohe Gehalte an organischer Substanz ermittelt. Dabei zeichnet sich in den Profilen 1 und 2 mit zunehmender Tiefe eine Abnahme der Gehalte ab. Am 3., der Vorflut am nächsten gelegenen Profil, steigen die Gehalte an organischer Substanz mit zunehmender Tiefe kontinuierlich von 3,6 % auf 5,6 % an. Wie am Standort 4, sind die Sulfatkonzentrationen mit Werten zwischen 0,1 mg/kg und 36,7 mg/kg als gering einzustufen. Ihre Tiefenverteilung ist heterogen. Die Kalkgehalte liegen zwischen 4,2 % und 11,8 %. Im Profil 1 nehmen sie mit zunehmender Profiltiefe kontinuierlich ab, in Profil 3 zu. Profil 2 zeigt einen Anstieg der Kalkgehalte bis 50 cm (5,4 % → 9,6 %) Tiefe und danach wieder ein Absinken auf 5,6 %.

Standort 7: Schlackehalde Rohhütte Helbra

An der Schlackehalde erfolgte die Anlage eines Bodenschurfs. Dabei wurde eine flachgründige Rendzina ($\text{Ah} - \text{Cc}$) freigelegt. Die Durchwurzelungstiefe erreichte rund 30 cm. Einmischungen von anthropogen zugeführten Materialien waren nicht erkennbar.

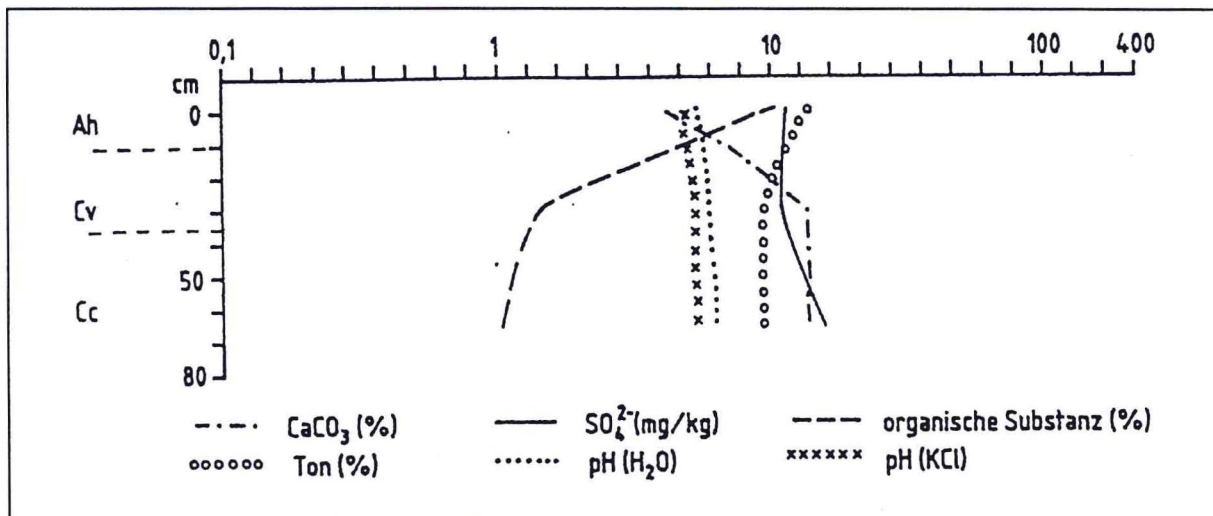


Abb. 6.20: Pedologische Kennwerte des Profils 7

Die Kalkgehalte dieses Bodens steigen unterhalb des nur geringmächtig ausgeprägten Ah -Horizontes (6,5 %) sprunghaft auf 22 % an. Ebenso ist ein Anstieg der pH-Werte von 7,4 auf 7,9 zu verzeichnen. Die Tongehalte hingegen sinken im Tiefenprofil von 21,7 % auf 9,5 %. Mit Konzentrationen zwischen 12,3 mg/kg und 24,6 mg/kg muß man die Sulfatgehalte als gering einstufen. Die extrem hohen Gehalte an organischer Substanz fallen schon nach wenigen Zentimetern Tiefe auf 2,4 % und dann auf 1,3 % ab.

Standort 8: Halde Fortschrittschacht

Charakteristisch für diesen Standort ist die starke Durchmischung des Bodens mit Haldenmaterial bis in etwa 25 m Entfernung von der Halde. Der Anteil an diesem Material im Boden nimmt jedoch mit zunehmender Entfernung ab. Erst ab 25 - 30 m ist eine natürliche Horizontierung erkennbar, die auf die Bildung einer Parabraunerde hinweist. In einem 2 - 3 m vom Vorfluter entfernten Streifen ist eine anthropogene Überdeckung zu beobachten, die vermutlich durch Ausbaggern der Gerinnebettes entstanden ist. Die Durchwurzelung des Bodens ist hier unterschiedlich stark und reicht meist nicht tiefer als 40 cm. Der Boden dieses Standortes weist eine Besonderheit auf, die so an keinem anderen Untersuchungsstandort wiedergefunden werden konnte. Es handelt sich dabei um ein Maximum an organischer Substanz in einer Tiefe von 15 cm - 25 cm. Darunter fallen die Gehalte in allen Profilen kontinuierlich wieder ab. In dieser Schicht konnten in den Profilen 2, 3 und 4 die höchsten Tongehalte (14,4 % - 15,7 %) und in den Profilen 3 und 4 die niedrigsten pH-Werte (7,7 und 7,6) des jeweiligen Profiles festgestellt werden. Die höchsten pH-Werte liegen mit 8 im schwach alkalischen Bereich. Auffallend ist weiterhin die Abnahme der Sulfatkonzentrationen mit zunehmender Profiltiefe. Diese Erscheinung ist an allen Profilen dieses Standortes zu verzeichnen. Die höchsten Konzentrationen liegen dabei in Profil 1 mit 422,7 mg/kg vor.

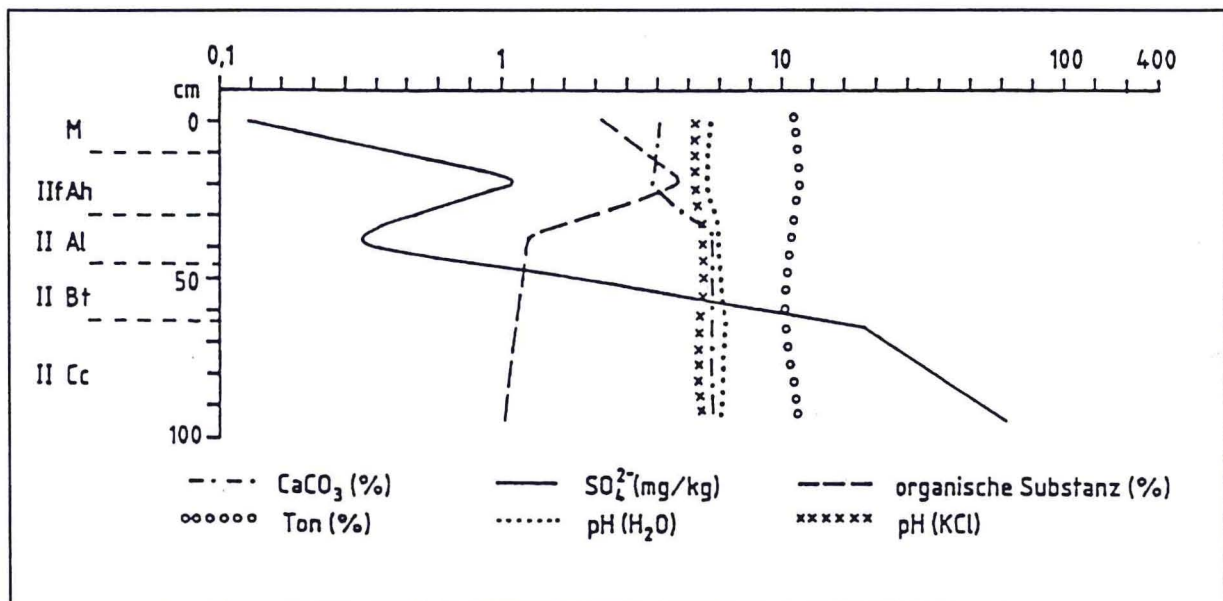


Abb. 6.21: Pedologische Kennwerte des Profils 8/4

Standort 9: ehemalige Schlackehalde östlich Eisleben

Der Standort wird von einer Pararendzina aus Löß gebildet. Am Haldenfuß und in relativer Nähe zum Vorfluter wurde je ein Bodenschurf angelegt.

Profil 1 zeigt eine deutliche Überdeckung der alten Geländeoberfläche mit Kulturschutt (Schlacke, Bauschutt, teilweise Hausmüll). An Profil 2 ist nur eine Durchmischung mit kleineren Schlackesteinen zu verzeichnen, die vermutlich aus der landwirtschaftlichen Nutzung (durch Bodenbearbeitung) resultiert. Das Profil 1 zeigt aufgrund der starken anthropogenen Eingriffe eine grundlegend andere physikalisch - chemische Struktur als Profil 2. Hier ist die Erhöhung der Kalkgehalte (5,3 % \rightarrow 8,3 %) und der pH-Werte (7,6 \rightarrow 8) mit zunehmender Profiltiefe, deutlich zu erkennen. In Profil 1 sinken die pH-Werte (7,7 \rightarrow 7,5) und die Kalkgehalte bleiben nahezu konstant. Die Gehalte an Ton bleiben im Profil 1 auch fast unverändert, wogegen sie im Profil 2 erst einmal stark absinken (16,8 % \rightarrow 0,8 %) und ab 60 cm Tiefe wieder auf 10,9 % ansteigen. Beide Profile weisen geringe Sulfatkonzentrationen (0,2 mg/kg - 31,9 mg/kg) auf. Die Gehalte an organischer Substanz sinken im Profil 2 von 6 % im Oberboden auf 1 % in 70 cm Tiefe ab. In Profil 1 zeichnet sich ein signifikantes Absinken erst unter 60 cm ab.

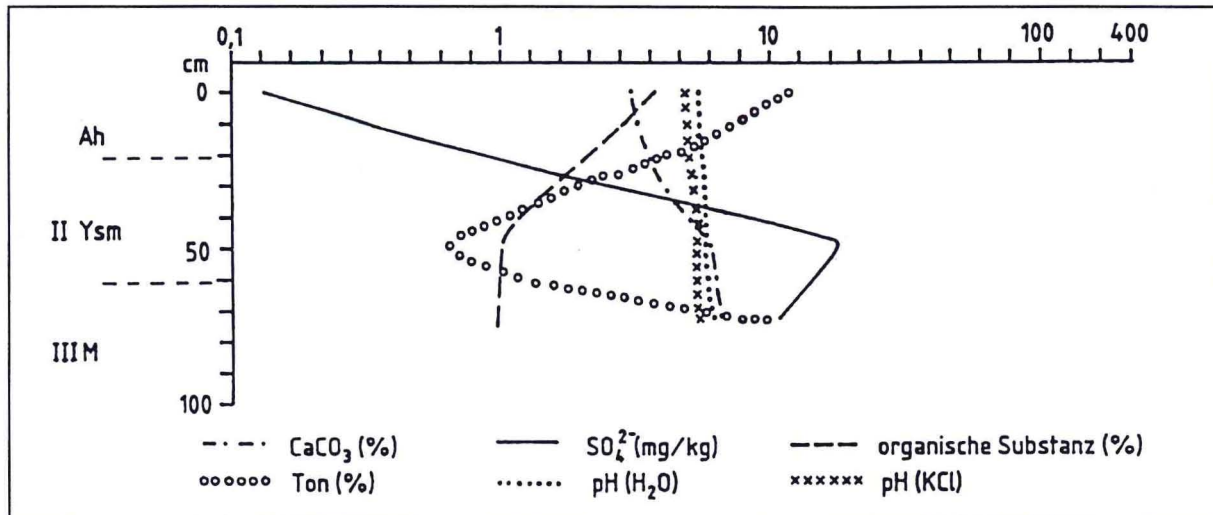


Abb. 6.22: Pedologische Kennwerte des Profils 9/2

Die Böden, die die Halden umgeben, unterscheiden sich in ihren pedochemischen und physikalischen Eigenschaften nicht von den im Untersuchungsgebiet allgemein vorherrschenden pedologischen Bedingungen. Bedingt durch die Lage der einzelnen Halden wurden als vorwiegende Bodentypen Parabraunerde und Vegagley angetroffen. An zwei Standorten dominieren von einer Kulturschuttschicht überdeckte Pararendzinen. Die Nutzung der Brachflächen in unmittelbarer Umgebung von Bergehalden als „wilde“ Deponie wurde bei Geländebegehungen vielfach angetroffen und führte in einigen Fällen auch zum Ausscheiden einer Halde als Untersuchungsstandort. Charakteristisch für alle Böden in der Umgebung von Bergehalden ist die Existenz von Bergematerial im Substrat. Der Gehalt des Bodens an Haldenmaterial nimmt in der Regel mit zunehmender Entfernung und zunehmender Tiefe ab. Zusammenfassend sind die Böden der Haldenumgebung wie folgt zu charakterisieren:

- Die Böden in der Umgebung der Bergehalden weisen im wesentlichen die gleichen chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften auf, die für die Böden des Untersuchungsgebietes allgemein charakteristisch sind (THOMAS 1980).
- An allen Untersuchungsstandorten ist eine Einarbeitung von Haldenmaterial in den Boden als festgestellt worden. Dies ist das wesentlichste Unterscheidungsmerkmal zu den natürlichen und quasinatürlichen Böden. Der Anteil des Haldenmaterials in den Böden ist jedoch von Halde zu Halde verschieden. Dies trifft auch auf die horizontale und vertikale Verbreitung der Schiefer zu.
- Die pH-Werte der Böden schwanken - mit einer Ausnahme - an allen Untersuchungsstandorten zwischen 6,8 und 8,19 (schwach sauer bis schwach basisch). Am Untersuchungsstandort 1 findet man vor allem im Oberboden - verursacht durch die Vegetationsaktivität - saure Millieubedingungen vor (pH-Werte $[H_2O]$ bis 4,42; $[KCl]$ bis 3,46).
- Die Oberböden zeichnen sich durch hohe bis sehr hohe Gehalte an organischer Substanz aus. Am Untersuchungsstandort 1 tragen die Böden außerdem eine 3 cm - 8 cm mächtige organische Auflage.
- Die Tongehalte der Böden erreichen im Mittel Werte um 16 %, unterliegen aber insgesamt sehr hohen Schwankungen (0,8 % - 23,4 %). Dies ist auf typische pedogenetische Prozesse wie z.B. Lessivierung zurückzuführen (Untersuchungsstandort 1).
- Als gebietsspezifische Besonderheit müssen die teilweise extrem hohen Sulfatgehalte der Böden angesehen werden. Im Auenbereich erreichen sie Werte von bis zu 500 mg/kg. Die geologische Situation und die hohen Sulfatgehalte der Fließgewässer lassen vermuten, daß für die Böden des Untersuchungsgebietes allgemein mittlere bis hohe Sulfatgehalte charakteristisch sind. Vom Sulfat ist, unter entsprechenden Millieubedingungen, ein wesentlicher Einfluß auf die Migration der untersuchten Schwermetalle zu erwarten, da die Metallanreicherung im Kupferschiefer im wesentlichen unter reduzierenden Bedingungen und dem Vorhandensein von Schwefelverbindungen (Metallsulfide) erfolgte.
- Unter Anwendung der von BLUME et al. (1988) vorgeschlagenen Methodik zur „Beurteilung der Fähigkeit von Böden zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren“ (5stufige Klassifika-

tion) konnte festgestellt werden, daß sich die untersuchten Böden - bis auf eine Ausnahme - durch eine hohe bis sehr hohe Bindungsstärke gegenüber Schwermetallen auszeichnen. Am Untersuchungsstandort 1 (Hausberggrund, Hornburger Sattel) ist diese Bindungsstärke vor allem im Oberboden (0 - 30 cm) aufgrund der sauren Bodenreaktion beeinträchtigt.

Die elementspezifischen Bindungsstärken des Oberbodens an diesem Standort sind folgendermaßen zu bewerten:

- Pb - Stufe 4 - 5 hoch bis sehr hoch;
- Cu - Stufe 3 mittel;
- Cd - Stufe 2 gering;
- Zn, Ni - Stufe 1 - 2 gering bis sehr gering;

Die an ausgewählten Proben der Untersuchungsstandorte 1, 5 und 8 durchgeführten Bestimmungen der effektiven Kationenaustauschkapazität bestätigen das gewonnene Bild. Außer am Untersuchungsstandort 1 ist die KAK_{eff} mit Werten zwischen 124 mval/kg und 187 mval/kg als hoch bis sehr hoch einzuschätzen. Die Böden des durch saure pH-Werte gekennzeichneten Standortes 1 zeigen bis auf eine Probe Werte zwischen 113 mval/kg und 37 mval/kg und erreichen einen Durchschnittswert von 98 mval/kg.

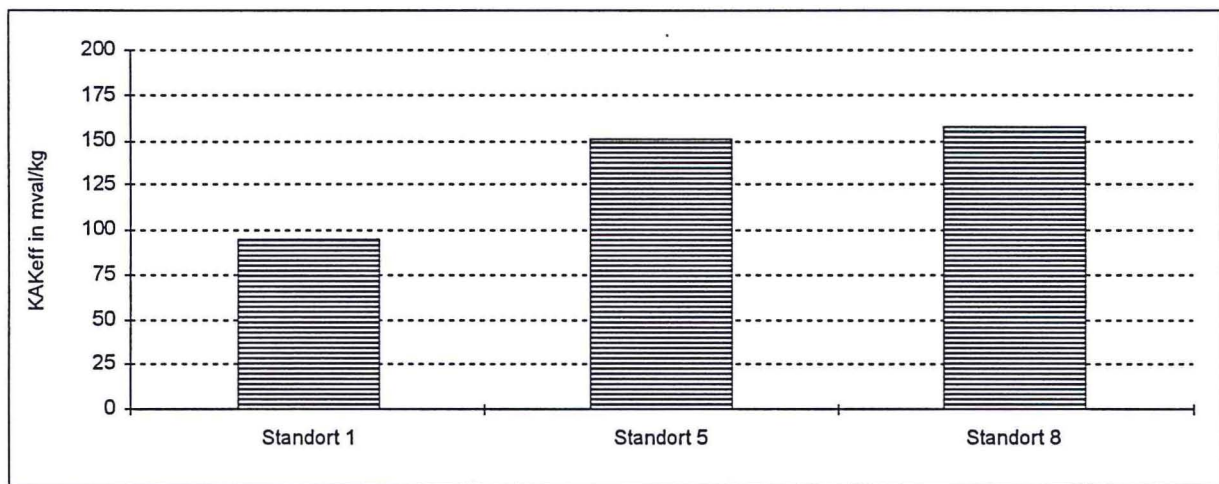


Abb. 6.23: Durchschnittliche effektive Kationenaustauschkapazität von Böden der Haldenumgebung ausgewählter Standorte (1, 5 und 8)

6.4.2 Schwermetallgehalte der an die Halden angrenzenden Böden

6.4.2.1 Gesamtgehalte an Cu, Pb, Zn, Ni, und Cd

Typisch für den Standort 1 sind die hohen Gehalte an Cu und Pb (1 291 mg/kg und 1 717 mg/kg) unmittelbar am Haldenrand. Sie nehmen im Oberboden mit zunehmender Entfernung von der Halde stark ab. Ein negativer Gradient der Schwermetallgehalte ist auch mit zunehmender Tiefe im Gesamtprofil erkennbar (gilt für alle Profile). Dieser negative Gradient ist bei Kupfer und Blei jedoch viel stärker ausgeprägt als bei Zink. Während die Oberbodenkonzentrationen von Cu und Pb am Profil 2 auf 25 % und 20 % der Gehalte von Profil 1 absinken, bleiben die Zinkgehalte unverändert. Diese Verteilung der Metallgehalte im Boden steht in engem Zusammenhang mit den elementspezifischen mobilitätsbeeinflussenden Bodenparametern.

Die Ursache für die Unterschiede in der räumlichen Verteilung von Cu, Pb und Zn ist vor allem in der Tatsache zu sehen, daß Kupfer und Blei mit Humusstoffen stabilere Komplexe bilden als Zink und Cadmium (HERMS & BRÜMMER 1980; HERMS & BRÜMMER 1983; KÖNIG, BACCHINI & ULRICH 1985; HORNBERG & BRÜMMER 1989). Durch Säureeintrag wird Zn wesentlich stärker mobilisiert als Pb und Cu bzw. kann Zn unter saurem Millieu kaum Komplexe mit Humusstoffen bilden.

Mit weiterer Entfernung vom Haldenkörper nehmen die Schwermetallgehalte im Oberboden immer mehr ab (Profil 3 - Cu 114 mg/kg; Pb 210 mg/kg und Zn 176 mg/kg). Profil 4 weist für Cu und Zn mit 83 mg/kg und 160 mg/kg Gehalte auf, die im Bereich derer, des vom Bergbau relativ un-

beeinflussten Gebietes im Westen liegen. Auffällig erscheint das Gleichbleiben der erhöhten Blei-gehalte (210 mg/kg und 206 mg/kg) im selben Entfernungsbereich. Hierfür ist die Ursache vor allem in den überaus hohen Bleigehalten des Haldenmaterials zu sehen. Die mittleren Blei-gehalte erreichen im Haldenmaterial mit 24 000 mg/kg Werte, die um das 4fache höher sind als bei Kupfer und Zink, so daß ein größeres potentielles Dargebot an Blei vorhanden ist (KLINGER 1996).

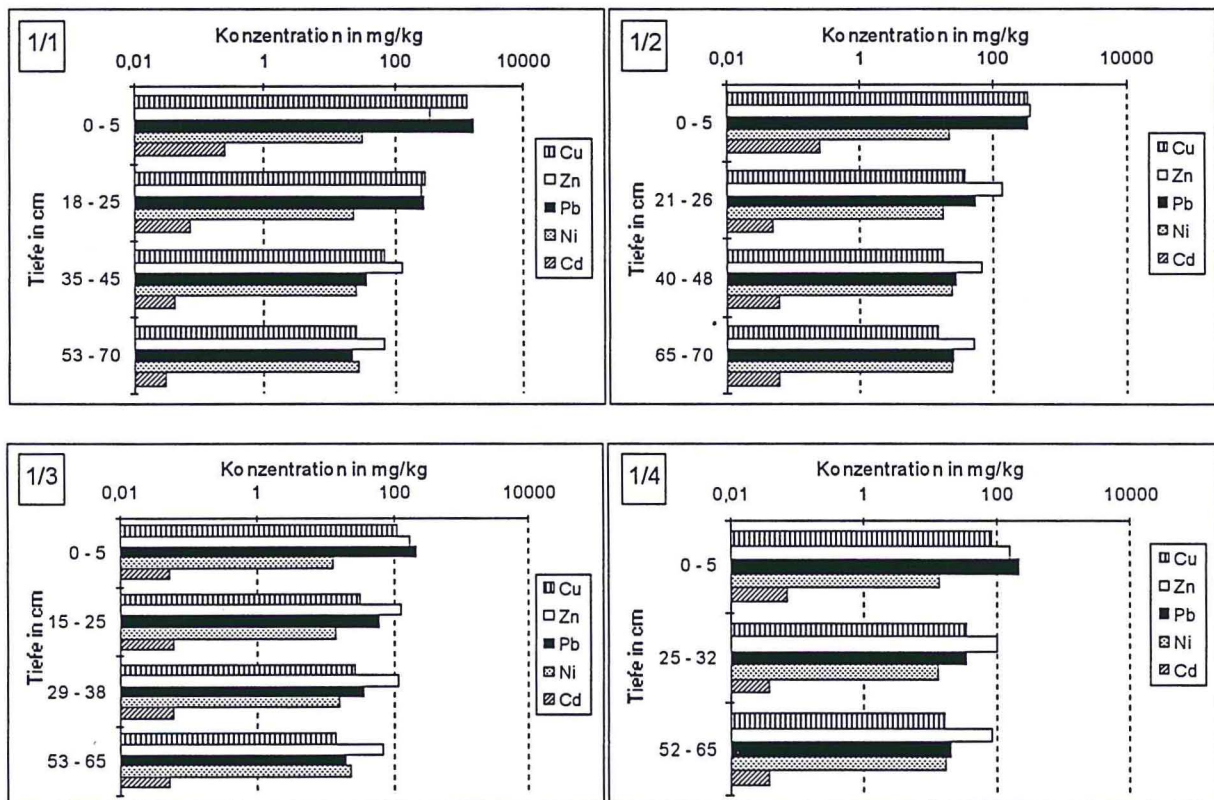


Abb. 6.24: Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 1

Die Cadmiumgehalte weisen an den Profilen 1 und 2 einen negativen Tiefengradienten auf, der an den Profilen 3 und 4 nicht mehr nachvollziehbar ist. Mit zunehmender Entfernung von der Halde, ist aber auch eine Abnahme im Oberboden zu erkennen. Die Konzentrationen von Cd müssen insgesamt als sehr gering eingeschätzt werden, erreichen sie ja an diesem Standort ein Maximum von 0,25 mg/kg. Für Nickel ist ebenfalls eine Abnahme der Konzentrationen im Oberboden mit zunehmender Entfernung von der Halde zu erkennen. Die Tiefenverteilung von Nickel gestaltet sich jedoch anders als bei den anderen Elementen. Nach anfänglicher Abnahme der Konzentrationen entwickelt sich an fast allen Profilen ein positiver Tiefengradient.

Standort 2 zeigt ein etwas differenzierteres Bild der Schwermetallverteilung im Boden als das am ersten Standort der Fall ist. Für Kupfer und Zink ist eine Abnahme der Oberbodenkonzentrationen von Profil 1 (640 mg/kg und 1 588 mg/kg) zu Profil 2 (471 mg/kg und 1 001 mg/kg) erkennbar.

Bei Blei ist keine Veränderung zwischen den Oberbodenkonzentrationen von Profil 1 zu Profil 2 zu verzeichnen. Nickel (22,6 mg/kg und 23,8 mg/kg) bleibt ebenfalls wie Cadmium (0,34 mg/kg und 0,23 mg/kg) nahezu konstant.

Die Tiefenverteilung der Schwermetalle ist ebenfalls sehr differenziert. Die Kupfergehalte nehmen in Profil 1 bis in 40 cm Tiefe zu (auf 1 079 mg/kg) und sinken danach stark ab (86 mg/kg bei 90 cm Tiefe). Zink, Blei und Cadmium weisen dagegen einen deutlichen negativen Tiefengradienten auf. Nickel zeigt ein ähnliches Bild wie Kupfer.

In Profil 2 verhalten sich alle untersuchten Elemente gleich. Nach dem Absinken der Konzentrationen bis in 30 cm Tiefe erfolgt ein Ansteigen bis in 40 cm und danach wieder ein Absinken. Dabei muß festgestellt werden, daß Zink (zwischen 1 001 mg/kg und 286 mg/kg) im Tiefenprofil die höchsten Schwankungen aufweist.

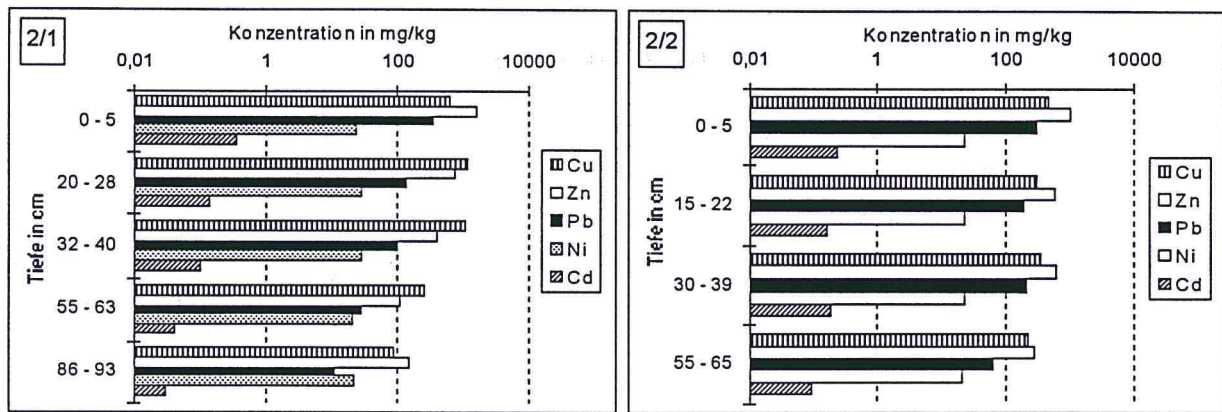


Abb. 6.25: Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 2

Ein vollkommen diffuses Bild der Schwermetallgehalte stellt sich am Standort 3 dar. Hier sind weder Entfernungs- noch Tiefengradienten erkennbar. Es muß jedoch bemerkt werden, daß Kupfer, Blei, Zink und Cadmium ein gleiches Verhalten sowohl in der horizontalen als auch vertikalen Verteilung aufweisen. Im einzelnen schwanken die Elementkonzentrationen sehr stark (Cu 16 mg/kg und 1 036 mg/kg; Zn 230 mg/kg und 1 780 mg/kg; Pb 56 mg/kg und 589 mg/kg). Die Nickelkonzentrationen erreichen Werte zwischen 20 mg/kg und 30 mg/kg.

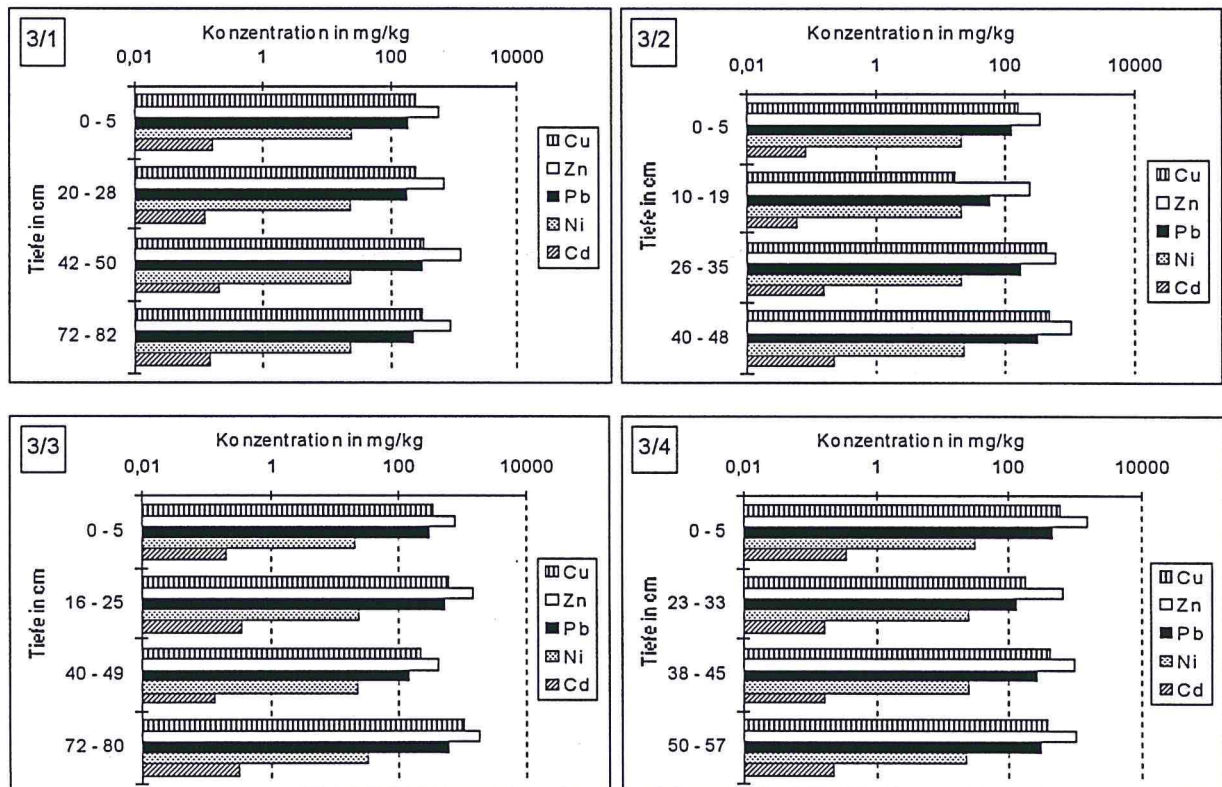


Abb. 6.26: Schwermetallgesamtgehalte der Böden von Standort 3

Standort 4 zeichnet sich besonders durch die gleichmäßig hohen Zinkgehalte aus (1 300 mg/kg und 2 005 mg/kg). Im Profil 1 ist dabei ein positiver Tiefengradient erkennbar. Dieser positive Gradient zeichnet sich ebenfalls für Blei und Cadmium ab.

Blei erreicht Konzentrationen zwischen 450 mg/kg und 700 mg/kg. Die Cadmiumgehalte sind mit 0,3 mg/kg bis 0,45 mg/kg als gering einzuschätzen. Kupfer weist an beiden Profilen einen tendentiellen Konzentrationsanstieg mit zunehmender Tiefe auf. Hier erreicht dieses Element in einer Tiefe von 100 - 108 cm mit 1 145 mg/kg seine Maximalkonzentration. Ansonsten schwanken die Kupferkonzentrationen an diesem Standort zwischen 490 mg/kg und 665 mg/kg. Der im Profil 1 für Blei und Zink festgestellte positive Tiefengradient ist im Profil 2 nicht vorhanden. Hier sinken

die Blei-, Zink- und Kupfergehalte erst einmal bis in eine Tiefe von 40 cm leicht ab, um dann bis in den Bereich von 1 m wieder unterschiedlich stark anzusteigen.

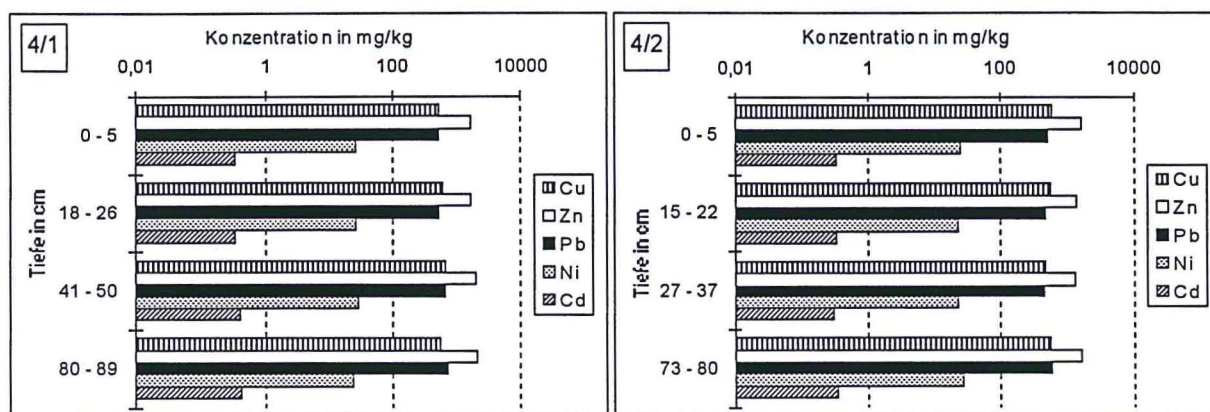


Abb. 6.27: Schwermetallgehalte der Böden von Standort 4

Der Standort 5 befindet sich ebenfalls in einem Auenbereich, was sich auch in der Metallverteilung im Tiefenprofil widerspiegelt. Die Konzentrationen von Kupfer, Blei und Zink im Oberboden nehmen, mit zunehmender Entfernung von der Halde, deutlich ab. Kupfer erreicht am Haldenfuß Konzentrationen von 1 502 mg/kg, die dann am Profil 2 auf 1 027 mg/kg und am Profil 3 auf 449 mg/kg absinken. Einen ähnlichen Konzentrationsgradienten kann man für Zink (2 310 – 1 144 – 738 mg/kg) und für Blei (426 – 342 – 182 mg/kg) feststellen.

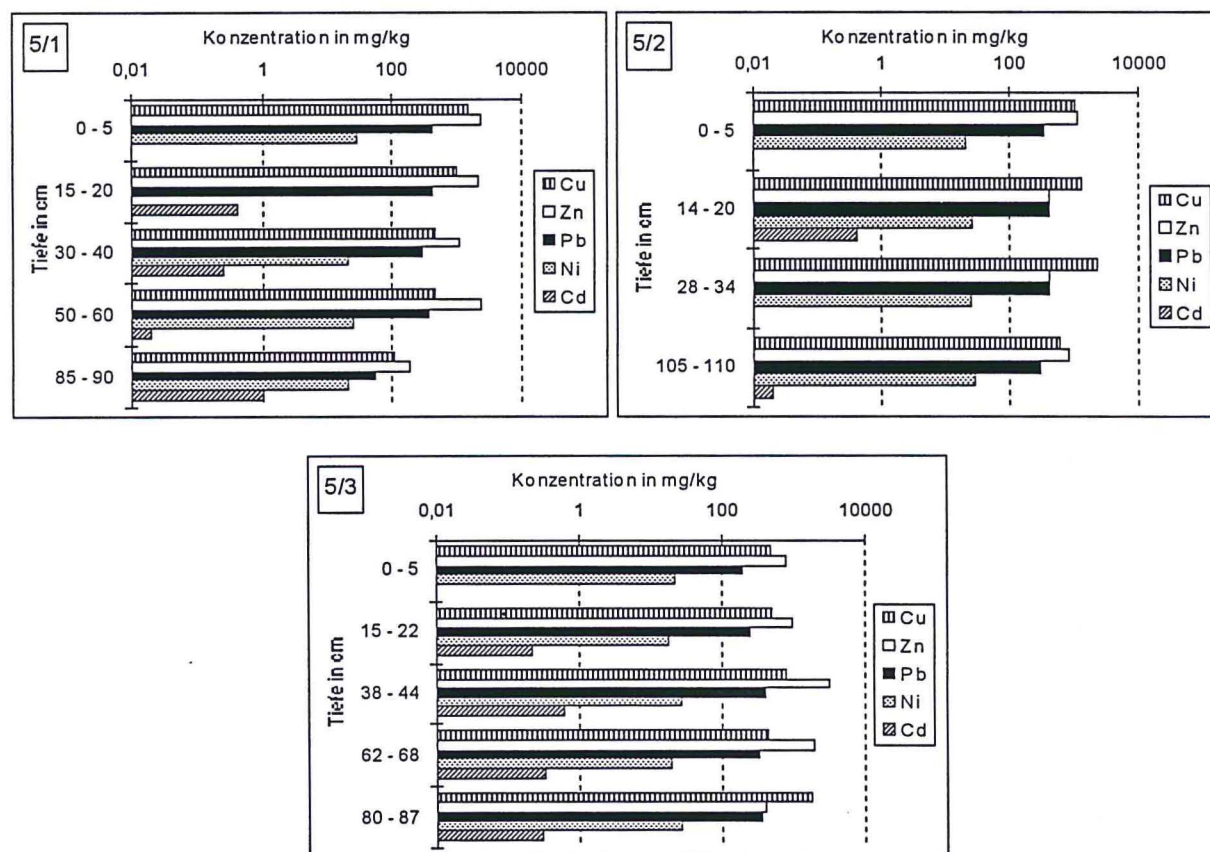


Abb. 6.28: Schwermetallgehalte der Böden von Standort 5

Die Nickel- und Cadmiumkonzentrationen bleiben im gesamten Horizontalprofil nahezu konstant. Im Profil 1 weist Kupfer einen deutlichen negativen Tiefengradienten auf (1 502 mg/kg im Oberboden; 108 mg/kg bei 90 cm Tiefe). Dagegen weisen Zn (2 310 mg/kg und 1 070 mg/kg) sowie Pb (426 mg/kg und 289 mg/kg) diesen Gradienten nur bis in eine Tiefe von 40 cm auf. Danach steigen die Konzentrationen bis in eine Tiefe von 60 cm wieder an (Zn 2 350 mg/kg und Pb 350 mg/kg). In einer Tiefe von 90 cm sind die Blei- und Zinkkonzentrationen auf Werte abgesunken,

die den Oberbodenkonzentrationen im bergbaunbeeinflussten Gebiet entsprechen (Zn 179 mg/kg und Pb 54 mg/kg).

Im zweiten Profil steigen die Kupferkonzentrationen bis in eine Tiefe von 40 cm auf 2 238 mg/kg an. Dieser Anstieg ist ebenfalls bei Blei (auf 420 mg/kg) zu beobachten. Zink dagegen verhält sich umgekehrt. Seine Konzentrationen sinken im selben Tiefenbereich auf 398 mg/kg ab. Ab 40 cm Tiefe ist ein Anstieg der Zinkkonzentrationen zu verzeichnen (bei 110 cm Tiefe auf 855 mg/kg). Blei und Kupfer verhalten sich hier wiederum reziprok zum Zink. Sie fallen auf 599 mg/kg (Cu) und 309 mg/kg (Pb) ab.

Im Profil 3 zeigen Zn, Pb, Cu und Cd zunächst das gleiche Verhalten. Bis in 44 cm Tiefe steigen die Konzentrationen unterschiedlich stark an. Während sich die Kupfer- und Bleikonzentrationen annähernd verdoppeln, steigen die Cadmium- und Zinkkonzentrationen auf das 3- und 4fache der Oberbodengehalte an. Danach sinken die Gehalte von Cd (0,3 mg/kg) und Zn (394 mg/kg) bis in eine Tiefe von 90 cm kontinuierlich ab. Kupfer und Blei hingegen nehmen nur bis 70 cm ab und steigen dann wieder an. Kupfer erreicht mit 1 760 mg/kg in diesem Profil bei 90 cm seinen Maximalwert. Die Nickelgehalte schwanken in allen drei Profilen zwischen 18 mg/kg und 28 mg/kg.

Am Standort 6 wurden die höchsten Gehalte an Kupfer (2 680 mg/kg) und Zink (3615 mg/kg) im Boden der Umgebung von Bergehalden gemessen. Die Oberbodenkonzentrationen von Zink nehmen mit zunehmender Entfernung von der Halde deutlich ab (2 413 mg/kg und 1 330 mg/kg und 712 mg/kg). Bei Blei und Kupfer ist zuerst von Profil 1 zu Profil 2 eine Erhöhung der Gehalte (Pb 227 mg/kg und 430 mg/kg; Cu 616 mg/kg und 660 mg/kg) zu registrieren.

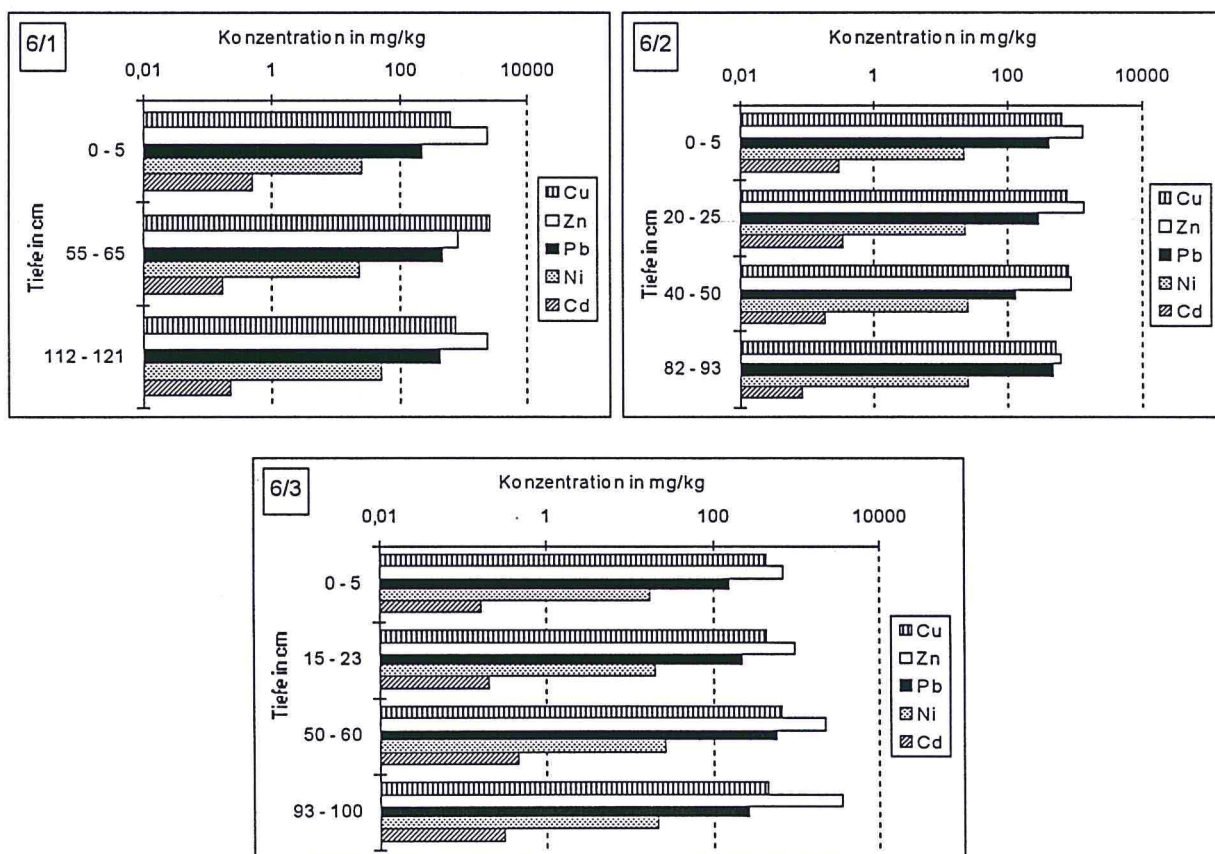


Abb. 6.29: Schwermetallgehalte der Böden von Standort 6

Zum dritten Profil hin nehmen die Konzentrationen wieder ab (Cu 430 mg/kg; Pb 157 mg/kg). Eine, wenn auch nur schwache, gleichmäßige Abnahme der Konzentrationen von Cd und Ni ist ebenfalls zu verzeichnen. Die Tiefenverteilung der Schwermetalle ist wiederum sehr differenziert und muß wohl als atypisch angesehen werden. In Profil 1 zeigen Cu und Pb wieder ein reziprokes Tiefenverhalten zum Zink. In einer Tiefe von 65 cm wurden 2680 mg/kg Cu und 447 mg/kg Pb gemessen. Dies entspricht den 4fachen bzw. doppelten Gehalten des Oberbodens an beiden Elementen. Zink hingegen sinkt auf ein Drittel (785 mg/kg) der Oberbodenkonzentrationen

ab. Bis in einen Bereich von 120 cm Tiefe sinken die Kupfergehalte wieder auf die Größenordnung der Gehalte des Oberbodens ab. Die Blei- und Zinkgehalte bleiben konstant. Zink hingegen steigt wiederum auf die Größenordnung seiner Gehalte im Oberboden an. Nickel und Cadmium weisen ein ähnliches Verhalten wie Zink auf. Zink weist im zweiten Profil mit 1 330 mg/kg im Oberboden und einer Abnahme auf 602 mg/kg in 95 cm Tiefe einen negativen Tiefengradienten auf. Im Profil 3 ist dieser Gradient entgegengesetzt (711 mg/kg – 3 615 mg/kg). An beiden Profilen entsprechen auch die Cadmiumgehalte diesem Verlauf. Kupfer (660 mg/kg auf 833 mg/kg und 430 mg/kg auf 655 mg/kg) zeichnet sich an beiden Profilen durch einen Anstieg der Konzentrationen bis in 50 bis 60 cm Tiefe aus. Danach ist wiederum ein Absinken der Gehalte (auf 516 mg/kg

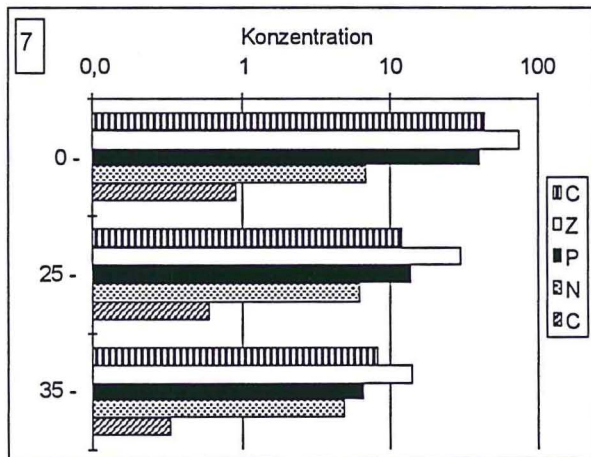


Abb. 6.30: Schwermetallgehalte des Bodens am Standort 7

471 mg/kg) zu registrieren. Die Verteilung von Blei im Tiefenprofil entspricht in den Profilen 2 (431 mg/kg auf 137 mg/kg) und 3 (157 mg/kg auf 573 mg/kg) bis 50 - 60 cm dem Verlauf der Zinkgehalte. Danach ist in Profil 2 ein Anstieg der Konzentrationen auf 502 mg/kg und in Profil 3 ein Absinken auf 270 mg/kg zu verzeichnen.

Das am Fuß der Schlackehalde Rohrhütte Helbra (Standort 7) angelegte Profil zeichnet sich durch einen für alle Elemente typisch starken, negativen Tiefengradienten aus. Hier wurden mit 5 429 mg/kg die höchsten Zinkgehalte im Oberboden gemessen. Die Zinkgehalte betragen in 35 cm Tiefe nur noch ein Sechstel der Konzentrationen im Oberboden. Blei und Kupfer betragen in dieser Tiefe nur noch ein Neuntel und ein Dreizehntel der Oberbodengehalte.

Bei Cadmium und Nickel sind die Tiefengradienten nicht so stark ausgeprägt wie bei den anderen Elementen. In 45 cm Tiefe entsprechen die Metallgehalte den Konzentrationen der Oberböden im vom Bergbau unbeeinflussten Gebiet westlich des Kupferschieferausstrichs.

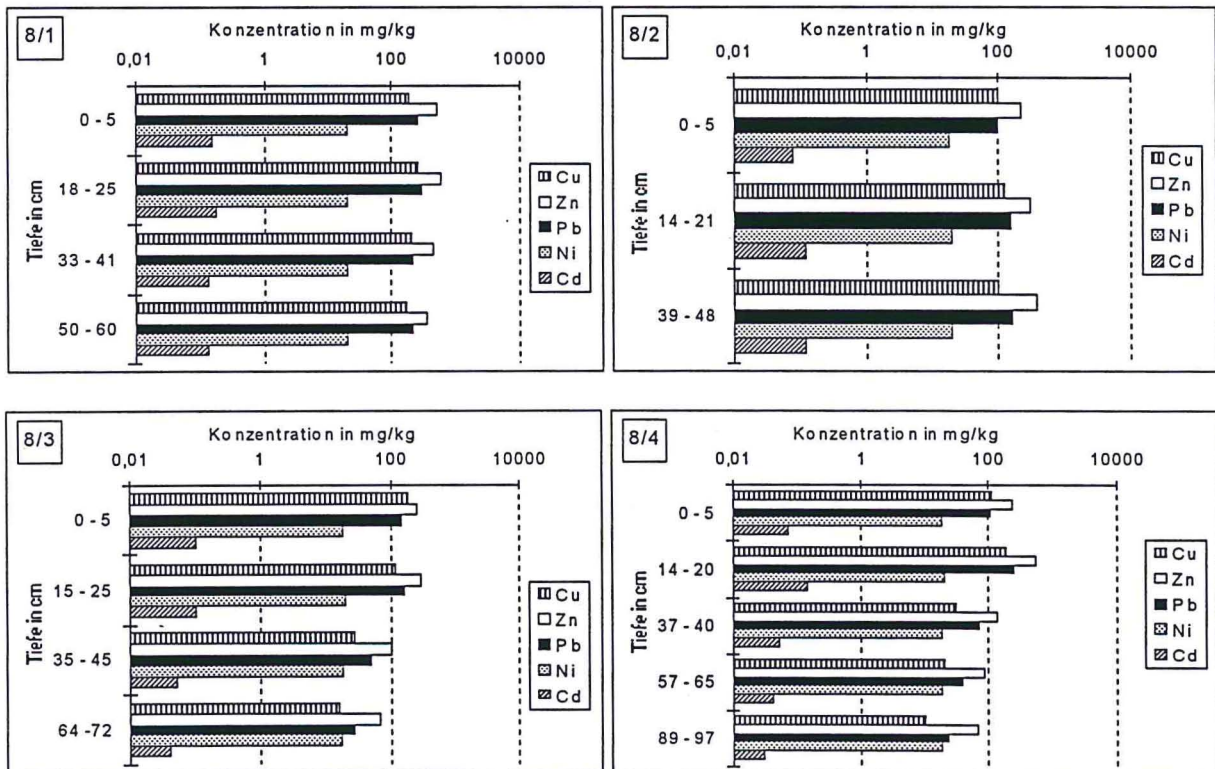


Abb. 6.31: Schwermetallgehalte der Böden von Standort 8

Standort 8 weist generell die niedrigsten Kupfer- und Bleigehalte im Boden auf. Im Oberboden ist für alle Elemente ein tendentiell negativer Entfernungsgradient festzustellen. Wenn auch ein geringer Anstieg der Konzentrationen von Profil 2 zu Profil 3 zu verzeichnen ist, so sinken die Konzentrationen im Horizontalprofil von Profil 1 nach Profil 4 insgesamt ab (Cu 182 mg/kg auf 113 mg/kg; Zn 502 mg/kg auf 229 mg/kg; Pb 251 mg/kg auf 108 mg/kg). Bei Nickelgehalten zwischen 18 mg/kg und 21 mg/kg sowie Cadmiumkonzentrationen zwischen 0,08 mg/kg und 0,16 mg/kg sind Gradienten nicht ableitbar.

Das Konzentrationsmaximum aller gemessenen Elemente im Bereich zwischen 15 cm und 25 cm Tiefe muß als charakteristisch für die Tiefenverteilung an diesem Standort angesehen werden. Mit negativen Tiefengradienten von Cu (198 mg/kg - 123 - 28 - 16 mg/kg) an Profil 3 sowie Pb (101 mg/kg - 159 - 160 mg/kg) und Zn (224 mg/kg - 313 - 397 mg/kg) an Profil 2 gibt es nur wenige Abweichungen von diesem Muster. Insgesamt schwanken die Kupferkonzentrationen zwischen 10 mg/kg und 255 mg/kg. Die Gehalte an Zink bewegen sich zwischen 67 mg/kg und 590 mg/kg und die Bleigehalte erreichen Werte von 23 mg/kg bis 293 mg/kg.

Am Standort 9 nehmen wiederum die Oberbodengehalte aller Elemente mit zunehmender Entfernung von der Halde ab. Am Profil 2 betragen die Oberbodenkonzentrationen von Kupfer (350 mg/kg) und Zink (530 mg/kg) nur noch 50 % der Konzentrationen von Standort 1 (Cu 798 mg/kg; Zn 1005 mg/kg). Bei den anderen Elementen ist die Abnahme der Konzentrationen (Pb 248 mg/kg auf 170 mg/kg; Ni 34 mg/kg auf 24 mg/kg; Cd 16 mg/kg auf 0,12 mg/kg) nicht so stark ausgeprägt.

Im Profil 1 nehmen die Gehalte von Kupfer (798 mg/kg bis 547 mg/kg), Blei (248 mg/kg bis 186 mg/kg) und Zink (1005 mg/kg bis 677 mg/kg) mit zunehmender Tiefe ab. Am zweiten Profil ist für Blei (170 mg/kg bis 83 mg/kg) und Zink (530 mg/kg bis 441 mg/kg) ebenfalls eine unterschiedlich starke Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Tiefe zu erkennen. Die Kupfergehalte (350 mg/kg auf 795 mg/kg) hingegen nehmen mit zunehmender Tiefe zu. Die Cadmium- und Nickelgehalte unterliegen, wie in vielen anderen Tiefenprofilen, so geringen Schwankungen, daß Gradienten wiederum nicht ableitbar sind.

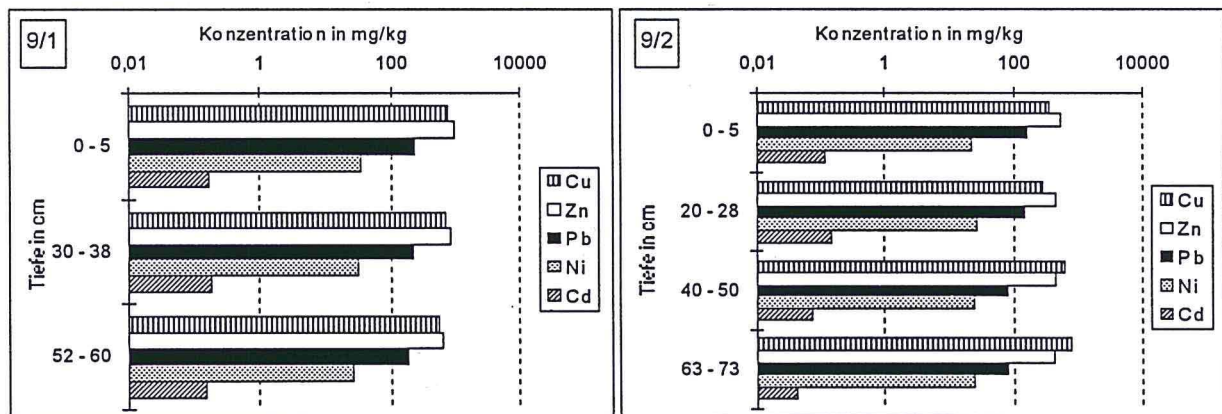


Abb. 6.32: Schwermetallgehalte der Böden von Standort 9

Zusammenfassend können folgende Feststellungen zu den Schwermetallgesamtgehalten und ihrer Verteilung in den an die Halden angrenzenden Böden gemacht werden:

- In den Böden der Umgebung von verschiedenen Haldentypen wurden unabhängig vom pedochemischen Milieu unterschiedlich hohe Schwermetallgehalte registriert.
- Die Schwermetallgesamtgehalte von Böden in der Haldenumgebung weisen charakteristische räumliche Verteilungsmuster auf. Außer am Untersuchungsstandort 3 nehmen die Schwermetallgehalte im Oberboden mit zunehmender Entfernung von den Halden ab. Von diesem Muster gibt es nur wenige elementspezifische Abweichungen. So sind die Ni-Konzentrationen an Standort 2 in Gewässernähe höher als an der Halde. Dieselbe Feststellung wurde für die Elemente Zn und Pb an Standort 4 getroffen.
- Die Tiefenverteilung der Schwermetalle im Boden zeigt drei charakteristische Muster. In den Böden aus Löß (Parabraunerde) nehmen die Metallgehalte mit zunehmender Tiefe zum Teil stark ab. Für die Auenböden ist eine heterogene Tiefenverteilung charakteristisch.

stisch. In der Regel sind die Schwermetallgehalte hier nahezu konstant oder sie nehmen wie in den oberen 30 - 50 cm erst einmal ab und steigen dann zum grundwasserbeeinflussten Bereich wieder an. Drittens zeigen die Schwermetalle in den als „wilde Deponie“ genutzten Böden (z.B. mit Bauschutt durchsetzt) eine vollkommen diffuse Schwermetallverteilung. Dies trifft sowohl auf elementspezifische als auch auf räumliche Muster zu.

- Die räumlichen Verteilungsmuster von Blei und Kupfer sind nahezu identisch und unterscheiden sich zu denen von Zink und Cadmium. Nickel stellt eine generelle Ausnahme dar.

6.4.2.2 Gradienten der von Bergehalden verursachten Schwermetallbelastung der Böden und ihr räumlicher Einfluß

In Abschnitt 6.4.2.1 wurde festgestellt, daß die Schwermetallgehalte der Böden mit zunehmender Entfernung von den Halden generell abnehmen. Von diesem allgemeinen Trend gibt es nur wenige Abweichungen (Standorte 3 und 4). Diese allgemeine Abnahme der Schwermetallgehalte ist als ein weiteres Indiz dafür zu deuten, daß die Belastung der Böden mit Schwermetallen im Untersuchungsgebiet zumindest lokal auch auf Emissionen aus den Bergehalden zurückzuführen ist. Die Ausprägung dieser Konzentrationsabnahme ist elementspezifisch und hängt vor allem von der pedologischen Situation in der Umgebung der Halden ab. In den folgenden Abbildungen sind die element- und standortspezifischen Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung von 3 ausgewählten, typischen Untersuchungsstationen dargestellt. Die Bestimmung der Entfernungsgradienten (G_E) erfolgte mit Hilfe einer Normierung der real gemessenen Schwermetallkonzentrationen. Dazu wurden die direkt am Haldenrand (Profil 1) gemessenen Werte (c_1) für jedes Element gleich 100 gesetzt. Nach Umstellung der Gleichung $c_1 / 100 = c_{2,3,...,n} / G_E$ in die folgende Form:

$$G_E = (c_{2,3,...,n} * 100) / c_1$$

kann die Abnahme der Konzentrationen einzelner Elemente im Boden vergleichend dargestellt werden.

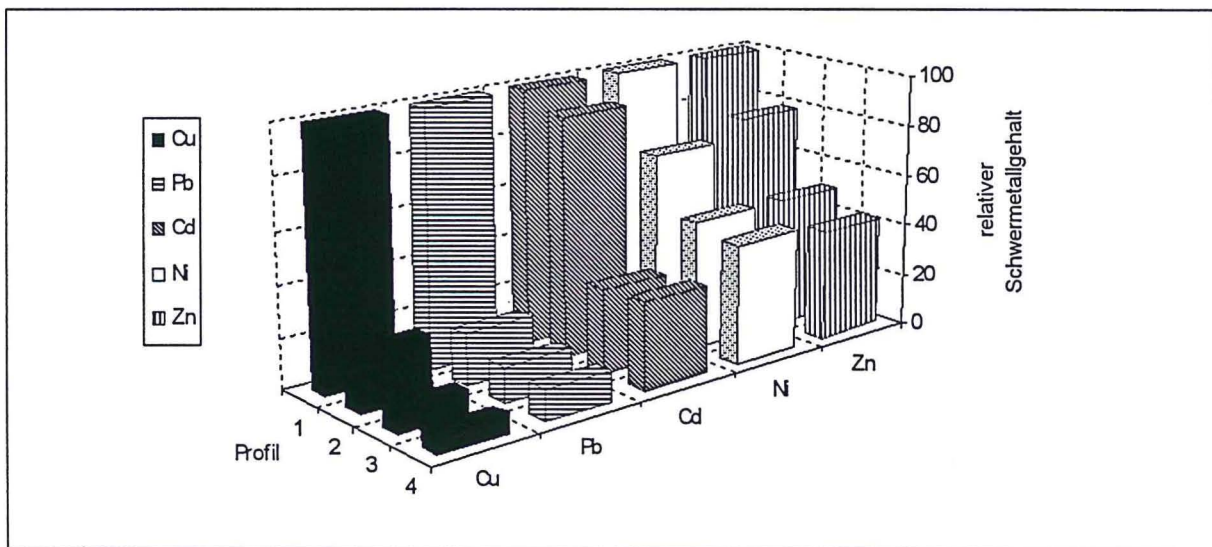


Abb. 6.33: Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 1

In Abbildung 6.33 ist ein deutlicher Unterschied zwischen den Entfernungsgradienten von Kupfer und Blei sowie denen von Zink, Cadmium und Nickel zu erkennen. Daraus kann geschlossen werden, daß aufgrund der pedomischen und elementspezifischen Eigenschaften Kupfer und Blei stärker im Boden fixiert werden als die anderen Elemente. Der Einfluß der Emissionen an Zink, Cadmium und Nickel auf die Bodenschwermetallbelastungen ist demzufolge in größeren Entfernungen nachweisbar als der von Cu und Pb. In einer Entfernung von 62 m beträgt der Gesamtgehalt an Zn noch rund 50 % der Ausgangskonzentration am Haldenrand. Ähnliches trifft für Nickel und Cadmium zu. Kupfer und Blei sind unter den gegebenen Umständen so stark fixiert, daß sie bereits nach 15 m nur noch 23 % bzw. 20 % der Ausgangskonzentrationen am Haldenfuß aufweisen. Abbildung 6.34 zeigt die Verhältnisse an einem Auenstandort.

Hier sind - außer für Zink - die Entfernungsgradienten der Bodenbelastung geringer ausgeprägt als am Standort 1. Dies resultiert in erster Linie aus der wesentlich geringeren Entfernung zwischen der Halde und dem Gewässer. Hinzu kommt, daß die Ausprägung von Entfernungsgradienten durch die Auendynamik gestört wird. Der Wechsel der pedochemischen Verhältnisse im Verlauf eines Abflußjahres bewirkt hier vertikale und horizontale Schwermetallverlagerungen. Aufgrund des Jahresganges der Grundwasserstände im Auenbereich tritt im Bereich der Grundwasserschwankungen auch ein stetiger Wechsel der für die Schwermetallbindung bedeutsamen Sauerstoff- und Redoxverhältnisse auf. Dies führt zu einem ständigen Wandel zwischen Akkumulation und Freisetzung von Schwermetallen im Grundwasserschwankungsbereich. Die lokaltypischen hohen Sulfatgehalte im Boden bewirken dabei, daß Akkumulation und Freisetzung von Schwermetallen unter wechselnden Redoxverhältnissen den entgegengesetzten Gradienten aufweisen als bei sulfatfreien Böden. Unter reduzierenden Bedingungen werden hier schwerlösliche Metallsulfide gebildet. Da jedoch für die Freisetzung von Schwermetallen ein weitaus höheres Redoxpotential notwendig ist als der Wert, bei dessen Unterschreitung Schwermetalle fixiert werden, ist von einer zunehmenden Schwermetallanreicherung in den lokalen Auenböden auszugehen.

Des weiteren muß der Eintrag von Schwermetallen in die Auenböden durch Immission in die Gewässer oberhalb der untersuchten Halden mit berücksichtigt werden. Infolge der Akkumulation von Suspensionsfracht bei Hochwasser entstehen zusätzlich beträchtliche Belastungen, die mit in die Betrachtungen einbezogen werden. Dies wird vor allem durch diffuse Tiefenverteilung der Schwermetalle in den untersuchten Auenprofilen deutlich. Dabei spiegeln die spezifischen Schwermetallbelastungen der Flußauen die historische Entwicklung der Emissionssituation des Gewässereinzugsgebietes wider und können somit als Indikatoren für die Interpretation der wirtschaftlichen Entwicklung in solchen Gebieten genutzt werden (MATSCHULLAT, NIEHOFF, PÖRTGE 1991).

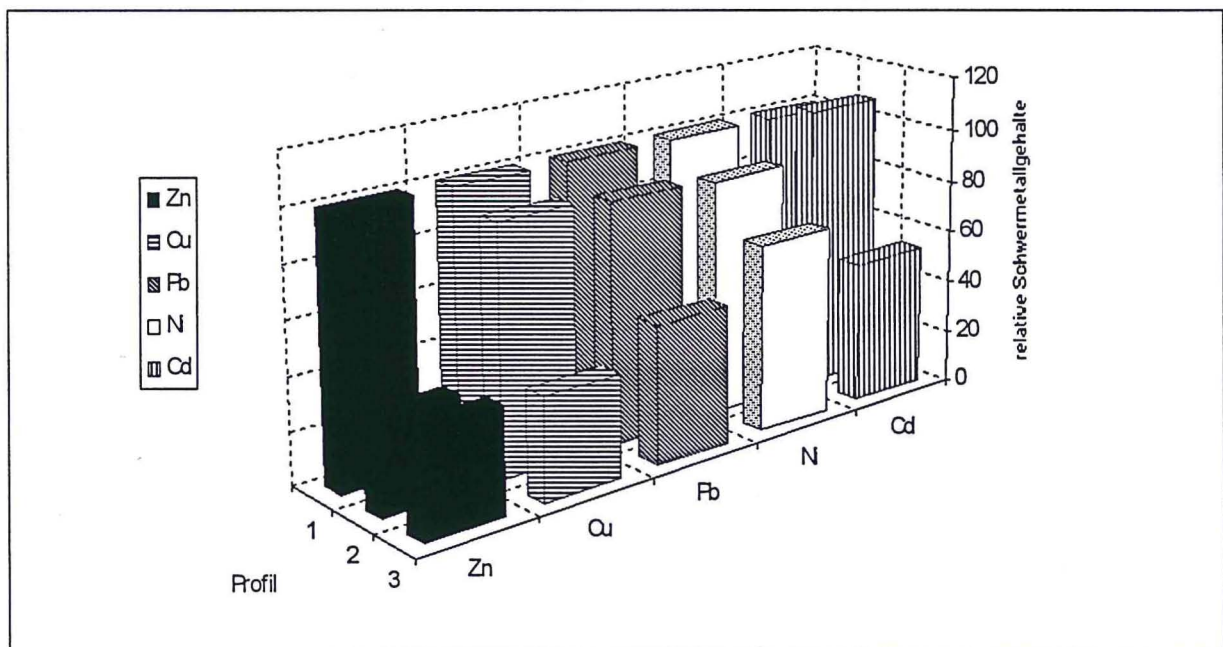


Abb. 6.34: Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 5

Abbildung 6.35 zeigt die geringe Gradientenausprägung an Standort 8. Ausgehend von dem relativ geringen Schwermetallpotential der Halde (Abschnitt 5.1) aufgrund ihres geringen Alters, ist diese Situation als typisch für die jungen Spitzhalden zu betrachten. Der starke Gradient für die Hauptelemente des Kupferschiefers von Profil 1 zu Profil 2 ist darauf zurückzuführen, daß durch Einmischung von abgerutschtem Haldenmaterial und pedochemischer Umsetzung hier eine lokale Schwermetallanreicherung im Boden entstanden ist, welche aufgrund des Milieus aber keine weitere räumliche Ausbreitung findet. Die in den Boden eingetragenen metallhaltigen Haldenmaterialien können dort aufgrund der oxidierenden Verhältnisse und der Aktivität von Mikroorganismen im Boden stärker verwittern als im Bereich der an der Erdoberfläche gelagerten Halde, wo lediglich Vorgänge der physikalischen Verwitterung vonstatten gehen.

Die bereits beschriebenen lokaltypischen Besonderheiten im chemischen Milieu der Auenböden bewirken auch an diesem Standort eine relative Anreicherung von Schwermetallen im Boden.

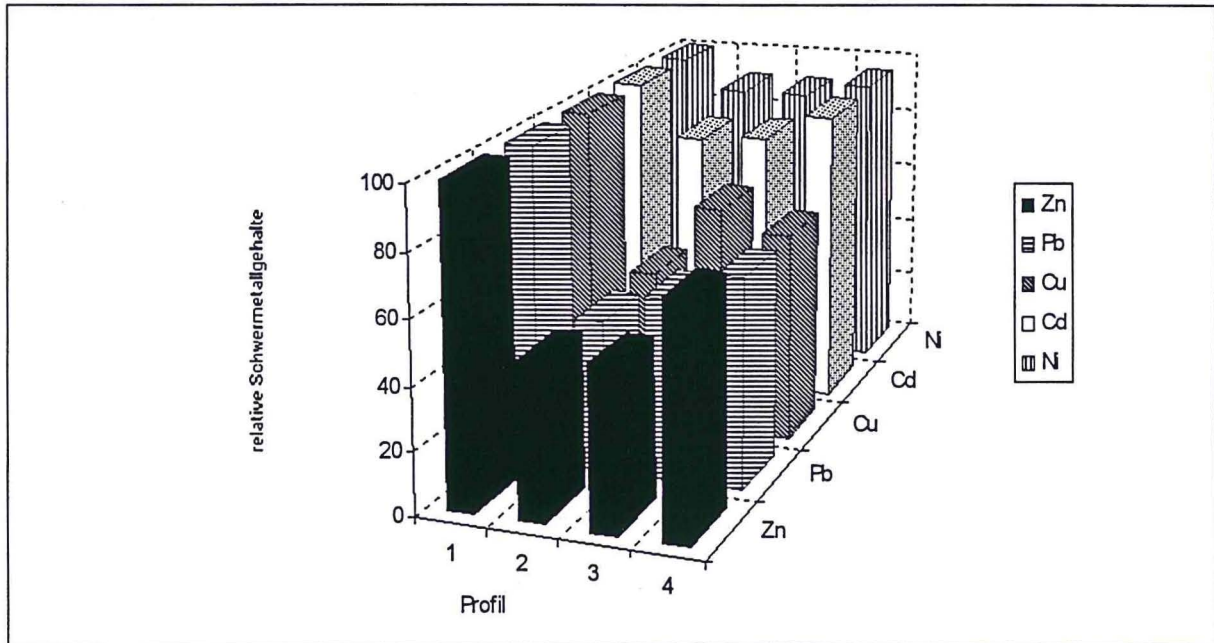


Abb. 6.35: Entfernungsgradienten der Schwermetallbelastung am Standort 8

Nach dem Nachweis der Schwermetallemissionen aus Bergehalden und einer standorttypischen Bodenbelastung bleibt zu klären, inwieweit der Einfluß der Halden auf die Bodenschwermetallbelastung räumlich konkret abzugrenzen ist. Im folgenden soll mit Hilfe verschiedener Ansätze überprüft werden, bis in welche Entfernung der Einfluß der Halden auf die Schwermetallbelastung reicht. In einem ersten Ansatz werden die flächenhaft ermittelten (TÜV-BAYERN 1991) durchschnittlichen Schwermetallgehalte der Böden (0 - 30 cm Tiefe) den im Rahmen der vorliegenden Arbeit ermittelten standorttypischen Schwermetallgehalten gegenübergestellt. Dabei wird der Versuch unternommen, über das Verhältnis zwischen absoluter Höhe der Gebietsbelastung und standorttypischer Belastung den Einfluß der Halden als Emissionsquelle auf die Schwermetallbelastung der sie umgebenden Böden zu beschreiben und in seiner räumlichen Ausbreitung zu charakterisieren.

Tab. 6.15: Durchschnittliche Schwermetallgehalte in den ausgewiesenen Bergbauzonen (TÜV-BAYERN 1991)

Element	Zone I	Zone II	Zone III	Zone IV	Zone V
Cu in mg/kg	82	407	451	200	98
Pb in mg/kg	73	285	340	236	107
Zn in mg/kg	158	381	732	407	223

Legt man diese - im Rahmen einer kleinmaßstäbigen Bodenprobenahme - ermittelten durchschnittlichen Konzentrationen an Kupfer, Blei und Zink im Boden (Tab. 6.14) der ausgewiesenen Zonen zugrunde und setzt sie in Beziehung zu den Konzentrationen in der unmittelbaren Umgebung der Halde (großmaßstäbige Betrachtungsweise), so erhält man einen Koeffizienten, der das elementspezifische Verhältnis der durch verschiedene maßstäbliche Betrachtungen ermittelte Bodenbelastungen dokumentiert. Dieser standortspezifische Belastungskoeffizient (K) kann durch folgende Formel bestimmt werden:

$$K = c_{SMH} / c_{SMZ}$$

Dabei bedeutet c_{SMH} die Schwermetallkonzentration der Böden in unmittelbarer Haldenumgebung und c_{SMZ} die mittleren Schwermetallgehalte der Böden der Zone in der sich die jeweilige Halde befindet. Diese mittleren Gehalte der Böden an Schwermetallen sind auf die Emissionen aller (bergbauliche und nichtbergbauliche) im Untersuchungsgebiet existierenden Schwermetallbelastungsquellen zurückzuführen. Daraus ist zu folgern, daß im Fall $K > 1$ der eindeutige Hinweis auf die Halde als dominierende Belastungsquelle gegeben ist. Erreicht K den Wert 1 oder unter-

schreitet ihn, so ist der dominante Einfluß der Halden auf die Schwermetallbelastung des Bodens nicht mehr eindeutig nachweisbar.

In Abbildung 6.36 ist der Zusammenhang zwischen element- und standortspezifischen Belastungskoeffizienten und der Entfernung von der Halde dargestellt. Direkt am Haldenfuß überschreiten die Konzentrationen an Cu und Pb die mittleren Gehalte der Böden dieser Zone um den Faktor 2 bzw. 3,5. Bereits an Bodenschurf 2, also in 15 m Entfernung von der Halde, sinken die Konzentrationen unter die aus der flächenhaften Beprobung ermittelten Durchschnittswerte ab.

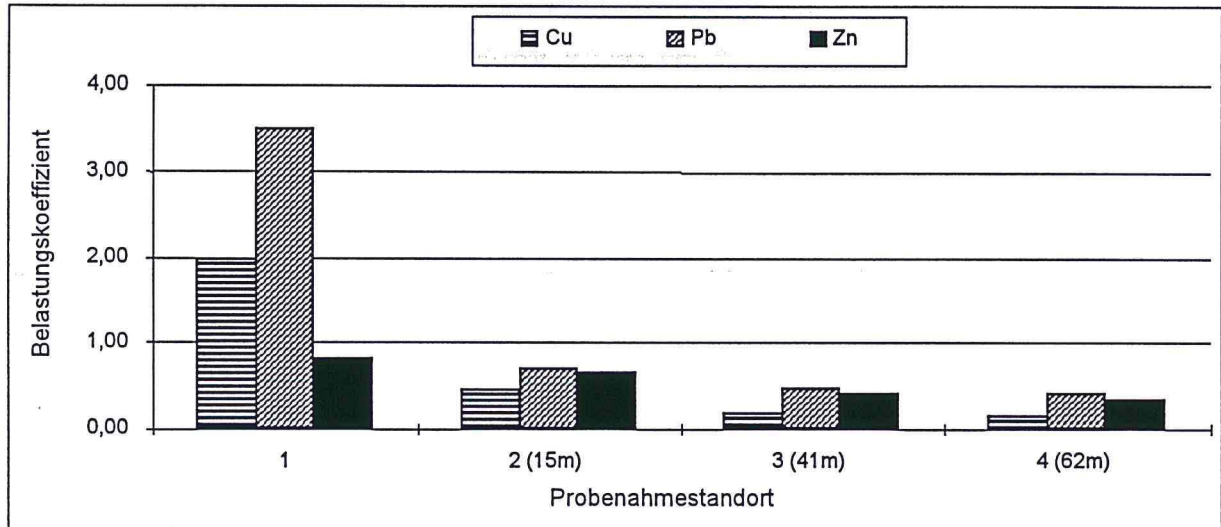


Abb. 6.36: Standort- und elementspezifische Belastungskoeffizienten der Böden am Standort 1

Dies bedeutet, daß eine Dominanz der Emissionen aus der Bergehalde an der Bodenschwermetallbelastung bereits in dieser relativ geringen Entfernung nicht mehr nachgewiesen werden kann. Dieser räumlich eng begrenzte Einfluß der Schwermetallemissionen aus Bergehalde auf die Belastung der Böden zeigt sich ebenfalls an den Standorten 2, 4, 5, 6 und 9.

Am Standort 5 (Abb. 6.37) erreichen die Belastungskoeffizienten der Elemente Kupfer, Blei und Zink mit 1,1, 0,64 und 1,15 bereits nach 8 m Werte, die eine eindeutige Zuweisung der Halde als alleinige Emissionsquelle nicht mehr zulassen. Hier müssen vor allem die Ablagerung von schwermetallbelasteten Sedimenten bei Hochwasser und die Nähe zur ehemaligen Krughütte Eisleben als weitere Eintragsquellen in Betracht gezogen werden.

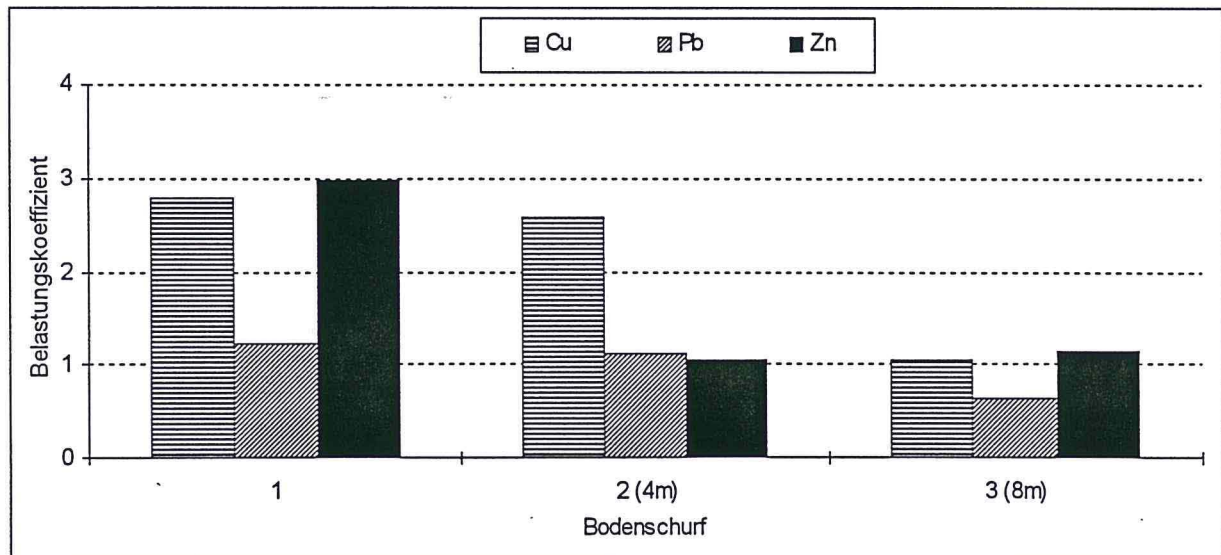


Abb. 6.37: Standort- und elementspezifische Belastungskoeffizienten der Böden am Standort 5

Ein weiterer Nachweis der räumlichen Dominanz von Schwermetallemissionen aus den Bergehalde besteht in einer vergleichenden Betrachtung der Veränderung von Belastungs- bzw. Verteilungsmustern. Die ermittelten Schwermetallverteilungsmuster der Böden in den Bergbauzonen

zeigen im gesamten Untersuchungsgebiet dasselbe Bild. Ein Abweichen von diesem Metallverteilungsmuster muß als Hinweis auf den dominanten Einfluß einzelner Emissionsquellen für die Schwermetallbelastung des jeweiligen Standortes angesehen werden. Für die im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Objekte heißt das, daß eine Abweichung von dem allgemeinen Verteilungsmuster auf den Einfluß der Halde auf die Schwermetallbelastung der Böden hindeutet. Eine Musterverschiebung mit zunehmender Entfernung von der Halde würde dann einen nachlassenden Einfluß der Emissionen aus Bergehalden anzeigen. Solche Musterverschiebungen konnten jedoch nur an einem Untersuchungsstandort festgestellt werden.

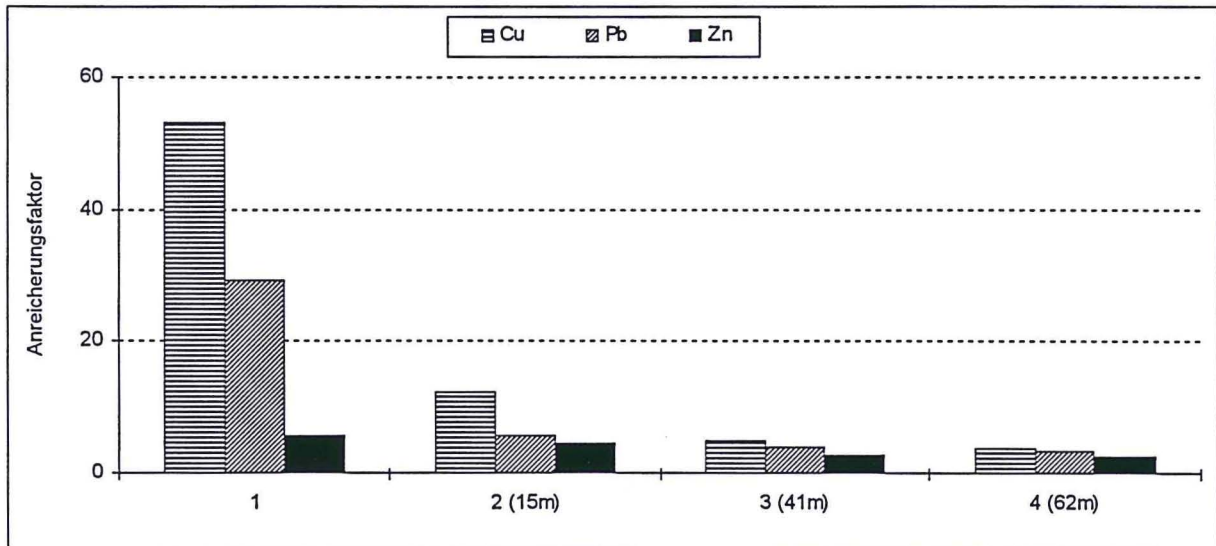


Abb. 6.38: Metallverteilungsmuster in den Böden am Standort 1

In Abbildung 6.38 ist die Verschiebung der Metallverteilungsmuster am Standort 1 dargestellt. Hier ist nahe der Halde (Bodenschurf 1) eine stärkere Anreicherung von Kupfer und Blei gegenüber Zink im Boden erkennbar. Dieses Verteilungsmuster verändert sich im Verlauf der gesamten Catena nicht. Jedoch läßt die Ausprägung des Musters mit zunehmender Entfernung von der Halde nach. Dies deutet darauf hin, daß auch der Einfluß der Emissionen aus der Bergehalde auf die Schwermetallbelastung des Bodens mit zunehmender Entfernung von der Halde abnimmt.

Zusammenfassend zu den oben angeführten Betrachtungen kann festgestellt werden, daß der dominante Einfluß der Bergehalden auf die Schwermetallbelastung der Böden im Untersuchungsraum eng begrenzt ist. Jede der drei angewendeten Methoden zur räumlichen Abgrenzung des Einflusses der Halden zeigt dieselbe Tendenz an. Die an einigen Objekten durchgeführten Untersuchungen von Böden und Hangwasser zeigen, daß Emissionen aus Bergehalden in horizontaler Richtung nur wenige Meter bis Dekameter reichen und somit kaum einen Einfluß auf die flächenhafte Schwermetallbelastung im Untersuchungsgebiet ausüben.

6.4.2.3 Ökologisch relevante Schwermetallanteile in den Böden

Aus der Erkenntnis, daß die Böden in der Umgebung von Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus zum Teil erheblich mit Schwermetallen kontaminiert sind, ergibt sich die Frage nach der ökologischen Relevanz (Verfügbarkeit und Löslichkeit) der Schwermetallkonzentrationen. Hierfür bilden Angaben zu den wasserlöslichen und pflanzenverfügbaren Schwermetallkomponenten eine bessere Aussagebasis als die üblicherweise bestimmten Schwermetallgesamtgehalte.

Diese mittels NH_4Cl - und H_2O - Auszug ermittelten Schwermetallgehalte sollen Auskunft über die Art und Stärke der Bindung der Metalle im Boden geben und somit Aussagen über mögliche Transportpfade zulassen. Dabei soll weiterhin das standortspezifische Migrationsverhalten von Kupfer, Blei und Zink bestimmt werden.

6.4.2.3.1 Leicht nachlieferbare Schwermetallanteile

Die absoluten Gehalte der 100 genommenen Bodenproben an Ammoniumchlorid - löslichen Kupfer (14,7 mg/kg) und Blei (12,8 mg/kg) überschreiten bis auf jeweils eine Ausnahme die Grenze von 10 mg/kg nicht. Sie erreichen Durchschnittswerte von 3,09 mg/kg (Cu) und 2,43 mg/kg (Pb). Zink dagegen, erreicht einen mittleren NH_4Cl - verfügbaren Gehalt von 9,8 mg/kg. Insgesamt 23 Proben weisen leicht verfügbare Zinkgehalte von über 10 mg/kg auf. Der Maximalwert liegt bei 98,8 mg/kg.

Das lokale Vorkommen dieser hohen, leicht nachlieferbaren Gehalte an Zink konzentriert sich auf zwei Bereiche. Dies ist zum einen der Standort 1 (Hausberggrund) und zum anderen sind es die zwei Auenstandorte 5 (Halde Ottoschächte) und 6 (Halde Martinschacht).

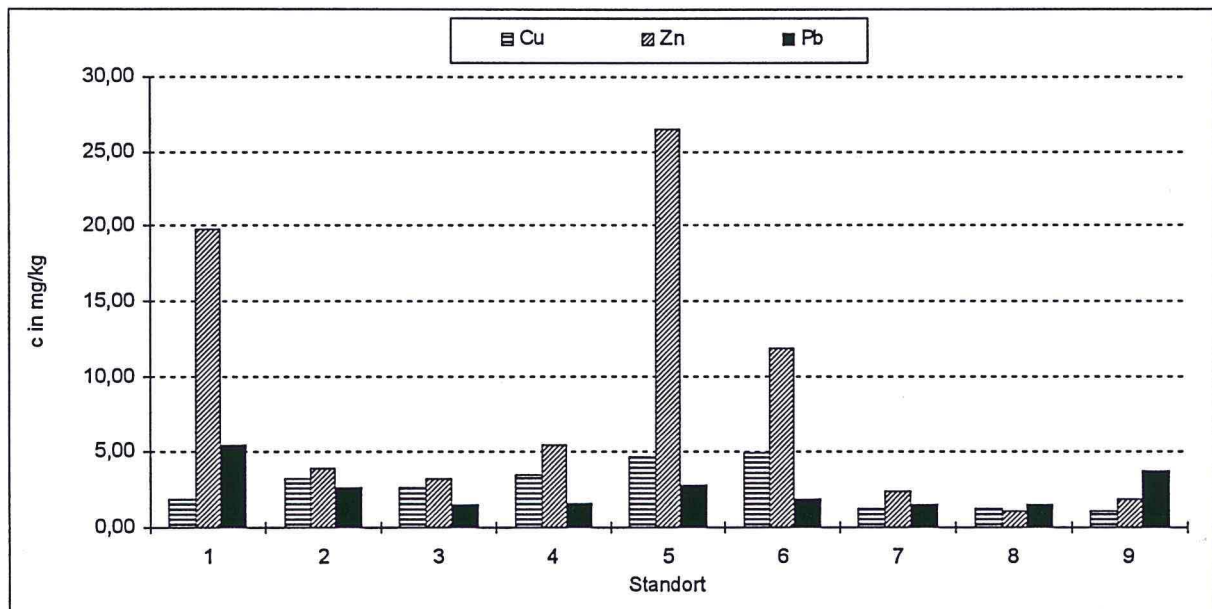


Abb. 6.39: Durchschnittliche NH_4Cl -verfügbare Schwermetallgehalte der Böden an den Standorten 1 bis 9 in mg/kg

Am Standort 1 ist die Ursache für die hohen Konzentrationen an leicht nachlieferbaren Gehalten an Zink in der Bodenreaktion zu sehen (HERMS, BRÜMMER 1983; HORNBERG, 1991; ZEIN 1995). Standort 1 ist der einzige Standort mit saurer Bodenreaktion. Außerdem weisen die leicht nachlieferbaren Zinkgehalte genauso wie die Gesamtgehalte an Zink einen negativen Tiefengradienten auf. Dieser Tiefengradient ist jedoch bei den NH_4 -löslichen Gehalten viel stärker ausgeprägt als bei den Gesamtgehalten.

An den Standorten 5 und 6 sind die hohen Gehalte an leicht nachlieferbaren Zink erstens im Zusammenhang mit den in diesen Böden extrem hohen Gesamtgehalten an Zink zu sehen (Standort 4 – 1 300 mg/kg bis 2 005 mg/kg; Standort 5 - 200 mg/kg bis 3 143 mg/kg und Standort 6 - 602 mg/kg bis 3 615 mg/kg). Zweitens stehen die Böden dieser Standorte unter dem Einfluß der wechselnden Redoxverhältnisse, wie sie für Auenböden typisch sind. Hierin ist ebenfalls eine Ursache der erhöhten verfügbaren Zinkgehalte in diesen Böden zu sehen.

Unterzieht man die von 100 Proben ermittelten NH_4Cl -verfügbaren Gehalte der Böden an Schwermetallen einer relativen Betrachtung (Abb. 6.40), so stellt man fest, daß der größte Teil der analysierten Proben (Cu 75; Zn 68; Pb 56) einen Anteil an leicht nachlieferbaren Schwermetallen am Gesamtgehalt von < 1 % aufweist. Nur 2 (Cu); 5 (Zn) und 6 (Pb) Proben weisen NH_4Cl - verfügbare Anteile von > 10 % auf. Dies läßt die Aussage zu, daß die Schwermetalle in den Böden des Untersuchungsgebietes aufgrund der guten Puffer- und Speichereigenschaften der Böden im wesentlichen fest gebunden vorliegen. Es ist zu folgern, daß trotz der zum Teil extrem hohen Schwermetallgesamtgehalte eine Gefährdung für lebende Organismen bezüglich Schwermetall - Toxizität als gering erachtet werden kann.

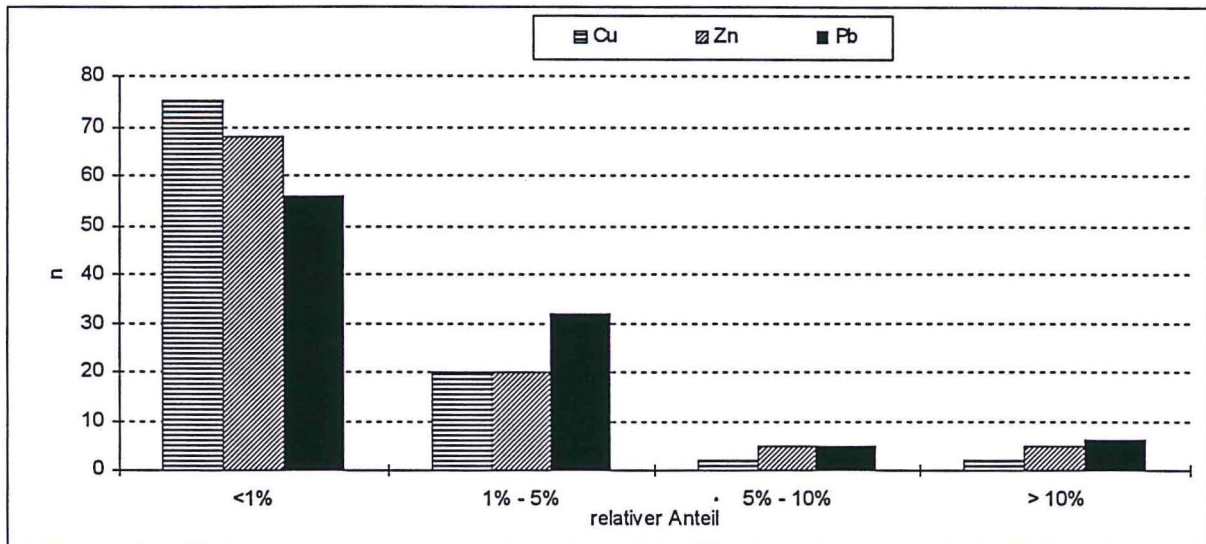


Abb. 6.40: Relativer Anteil von NH_4Cl -verfügbaren Schwermetallen am Gesamtgehalt im Boden ($n = 100$)

6.4.2.3.2 Wasserlösliche Schwermetallanteile

Die wasserlöslichen Gehalte der Böden an Zink und Blei erreichen Durchschnittswerte von 0,5 mg/kg und 0,26 mg/kg. Dabei muß festgestellt werden, daß Blei nur in 1 Probe einen wasserlöslichen Gehalt von > 1 mg/kg aufweist. Bei Zink war das in 7 Proben der Fall, wobei ein Maximalgehalt an dieser Fraktion von 4,7 mg/kg ermittelt wurde. Außerdem muß an dieser Stelle bemerkt werden, daß in 59 Proben kein wasserlösliches Blei nachgewiesen werden konnte.

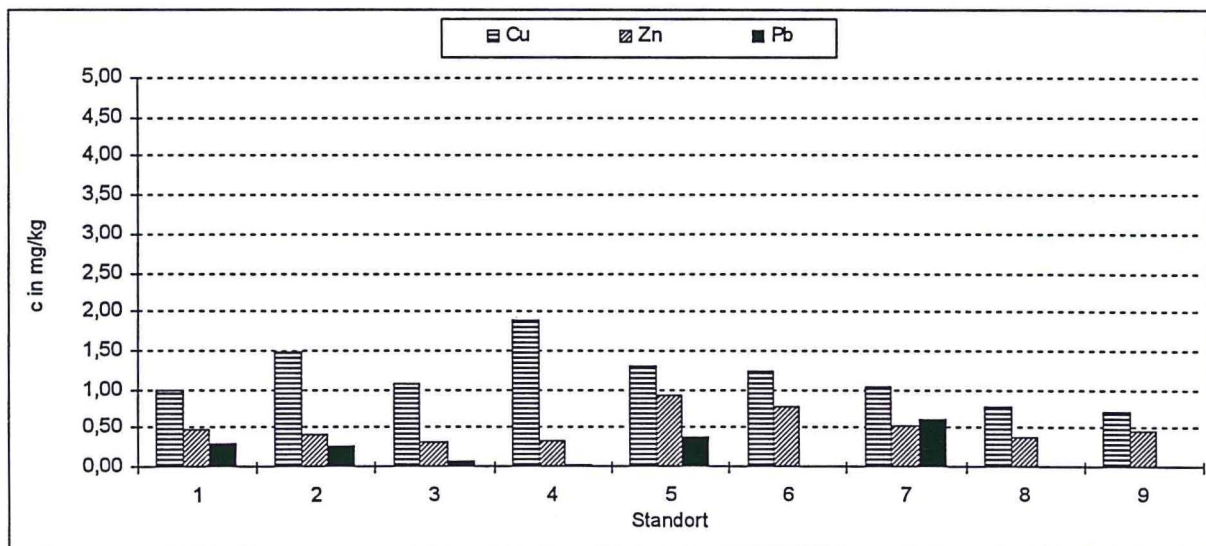


Abb. 6.41: Mittlere wasserlösliche Schwermetallgehalte der Böden an den Standorten 1 bis 9 in mg/kg

Die wasserlöslichen Kupfergehalte erreichen im Durchschnitt (1,15 mg/kg) wesentlich höhere Werte als Zink und Blei. In 41 Proben wurde die Grenze von 1 mg/kg überschritten. Der Maximalwert beträgt 5,62 mg/kg. Ähnlich wie bei den NH_4Cl -verfügbaren Metallgehalten wurden die Maximalwerte an Kupfer und Zink am sich durch saure Bodenreaktion auszeichnenden Standort 1 und an den Auenstandorten ermittelt. Die an der Schlackehalde (Standort 7) ermittelten Maximalgehalte an wasserlöslichem Blei stellen dabei eine Ausnahme dar. Die hohe Löslichkeit von Pb an diesem Standort ist sicher auf seine atmogene Herkunft zurückzuführen (Rauchgasemissionen der Rohrhütte Helbra).

Die relativen Anteile an wasserlöslichen Schwermetallen sind generell eine Zehnerpotenz niedriger als die der NH_4Cl -verfügbaren und bewegen sich in der Regel zwischen 0,01 % und 1 % (Abb. 6.42). In 13 Proben erreichten die wasserlöslichen Kupferanteile mehr als 1% seiner Gesamtgehalte im Boden. Bei Blei traf das für 4 Proben zu, und Zink überschritt die 1% - Grenze nicht.

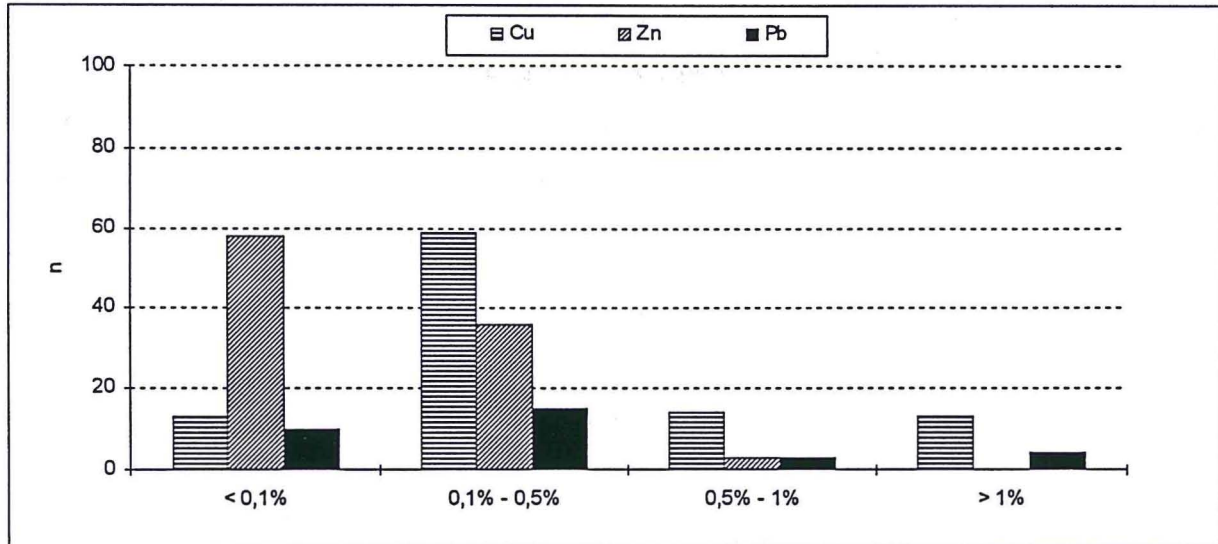


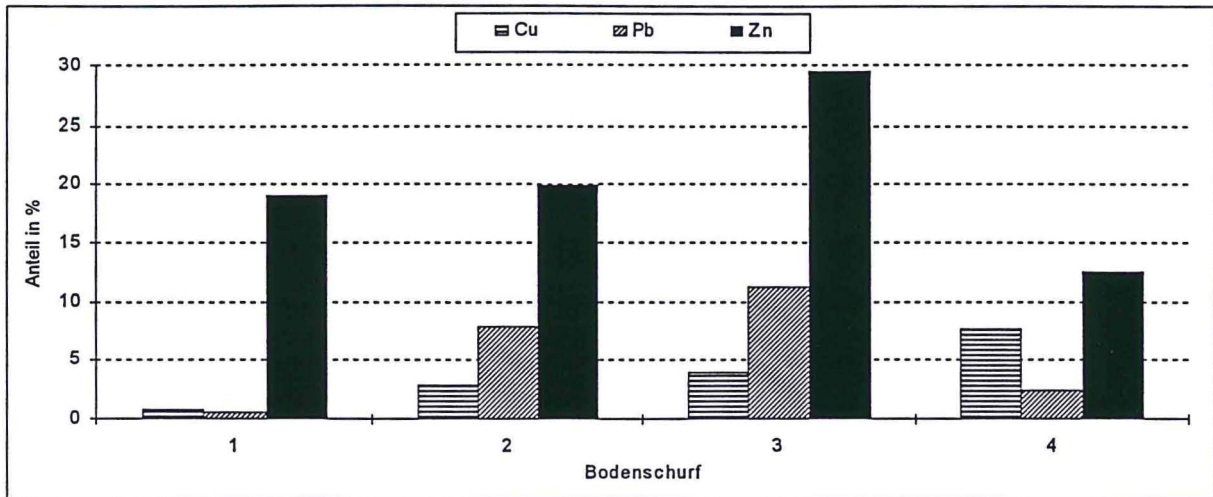
Abb. 6.42: Relativer Anteil von wasserlöslichen Schwermetallen am Gesamtgehalt im Boden (n = 100)

Insgesamt kann man feststellen, daß trotz der zum Teil extremen Schwermetallgehalte der Böden in der Umgebung der Bergehalde ihr leicht verfügbarer Anteil in der Mehrzahl der Fälle nur gering einzustufen ist. Abweichend von dieser allgemeinen Feststellung muß allerdings auf eine Ausnahme hingewiesen werden. Man findet am Untersuchungsstandort 1 erhöhte Anteile an NH_4Cl -verfügbarem Zink vor. Diese höhere Verfügbarkeit des Zinks ist unbedingt auf die für diesen Waldstandort typische saure Bodenreaktion zurückzuführen, da hier der elementspezifische mobilitätsbeeinflussende Grenz-pH-Wert von 5,3 (HORNBERG, BRÜMMER 1993) zum Teil erheblich unterschritten wird. Dies trifft auch für Kupfer zu. Eine dem Zink ähnlich starke Erhöhung der Verfügbarkeit von Cu kann jedoch nicht festgestellt werden. Hier wirken vor allem die Gehalte an organischer Substanz immobilisierend.

6.5 Schwermetallgehalte in Pflanzen

Aus dem vorhergehenden Abschnitt geht hervor, daß die ökologisch relevanten Schwermetallanteile (leicht nachlieferbare und wasserlösliche) der Böden trotz ihrer zum Teil erheblichen Gesamtgehalte überwiegend als gering einzustufen sind. Eine Ausnahme bilden die erhöhten NH_4Cl -verfügbaren Anteile von Zink am Untersuchungsstandort 1 (Hausberggrund, Ostabdachung Hornburger Sattel). Nachfolgend soll überprüft werden, inwiefern sich die größere Verfügbarkeit der Metalle an diesem Untersuchungsstandort auf die Schwermetallgehalte ausgewählter Pflanzen dieser Catena auswirkt. Abb. 6.43 verdeutlicht die elementspezifischen Differenzen der leicht nachlieferbaren Schwermetallanteile im Boden, gemessen an deren Gesamtgehalt. Die Zunahme der leicht nachlieferbaren Schwermetallanteile steht dabei in direkter Verbindung zur Abnahme der pH-Werte (Abschnitt 5.3.1), die hier Größen von 4 - 3,5 erreichen.

Die ermittelten Schwermetallgehalte in den untersuchten Pflanzen zeigen ein differenziertes Bild. Dabei ist ein deutlicher Unterschied der Schwermetallgehalte im Laub von 30 - 50 Jahre alten Bäumen und ein- bis zweijährigen Jungpflanzen zu erkennen. Abbildung 6.44 spiegelt die Konzentrationsunterschiede zwischen Zink und den anderen Elementen (Kupfer, Blei) im Laub von *Acer platanoides* hervor. Das deutet auf eine erhöhte Aufnahme von Zink durch diese Pflanze hin, was durch die höhere Verfügbarkeit des Zinks an diesem Standort begünstigt wird. Weiterhin ist eine deutliche Abnahme der Zinkgehalte im Laub mit zunehmender Entfernung von der Halde erkennbar.



* Bodenschurf 1 an Haldenfuß, Bodenschurf 4 in Gewässernähe

Abb. 6.43: Leicht nachlieferbare Schmetallanteile (in %) im Oberboden (0 - 30 cm) von Standort 1

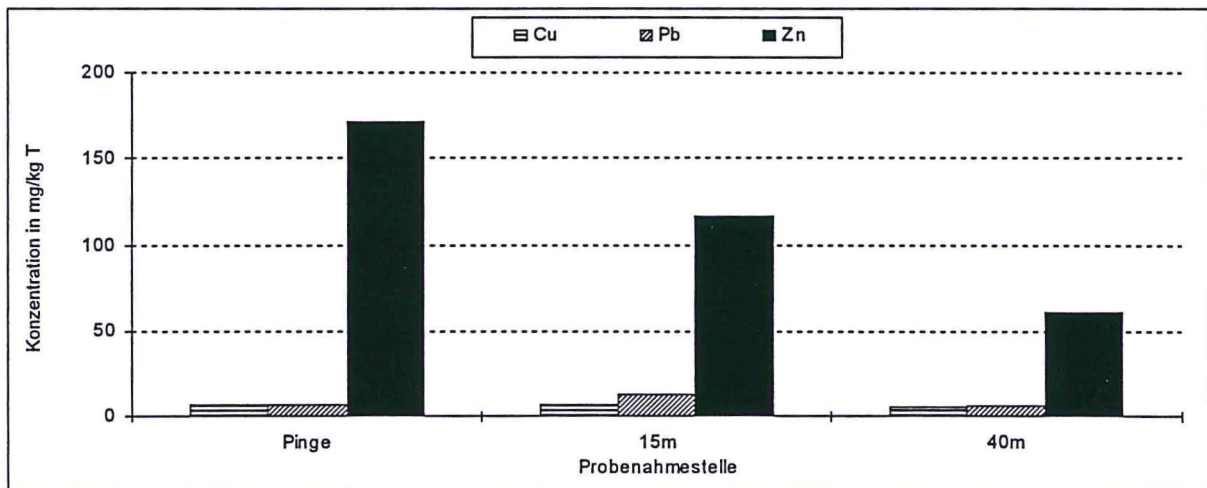


Abb. 6.44: Schwermetallgehalte im Laub von Bergahorn (30 - 50jähriger Bestand) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1

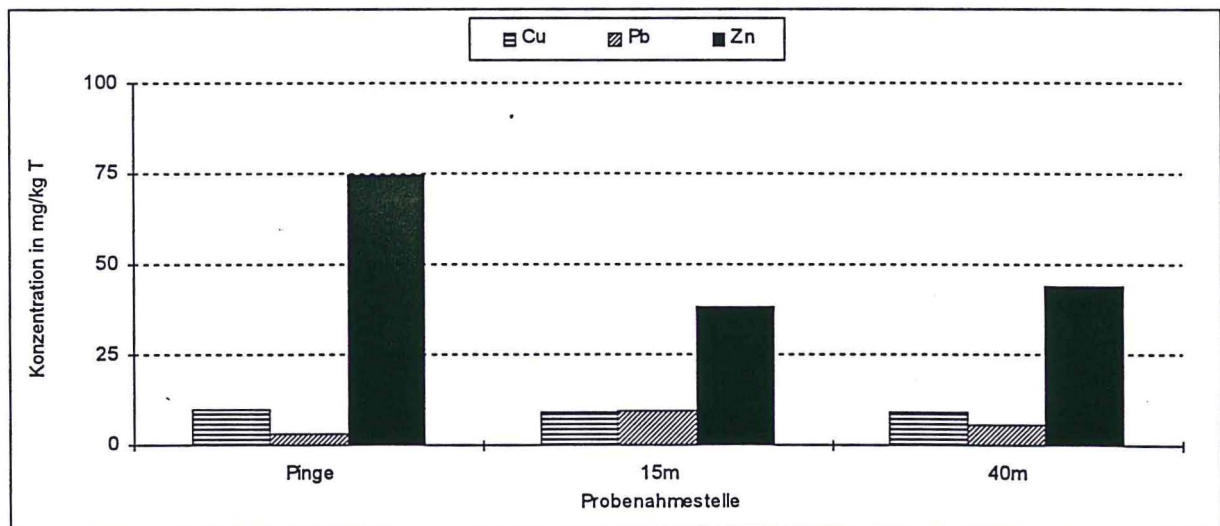


Abb. 6.45: Schwermetallgehalte im Laub von Rotbuche (30 - 50jähriger Bestand) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1

Dies entspricht wiederum der räumlichen Verteilung der leicht nachlieferbaren Anteile an Zink im Boden. Die Gehalte an Kupfer und Blei im Laub sind am gesamten Entfernungsprofil nahezu konstant. Dies war zu erwarten, wirken doch einige pedologische Parameter (Gehalt an organischer Substanz) einer erhöhten Mobilität und Verfügbarkeit dieser Elemente, hervorgerufen durch die hohe Acidität des Standortes, entgegen (HERMS, BRÜMMER 1984; HORNBURG, BRÜMMER 1989).

Im Laub der Rotbuche (*Fagus silvatica*) (Abb. 6.45) ist dieselbe Tendenz sowohl in der element-spezifischen als auch in der räumlichen Verteilung der Metalle zu erkennen. Jedoch erreichen die Zinkkonzentrationen in dieser Baumart nicht so hohe Werte wie beim Bergahorn.

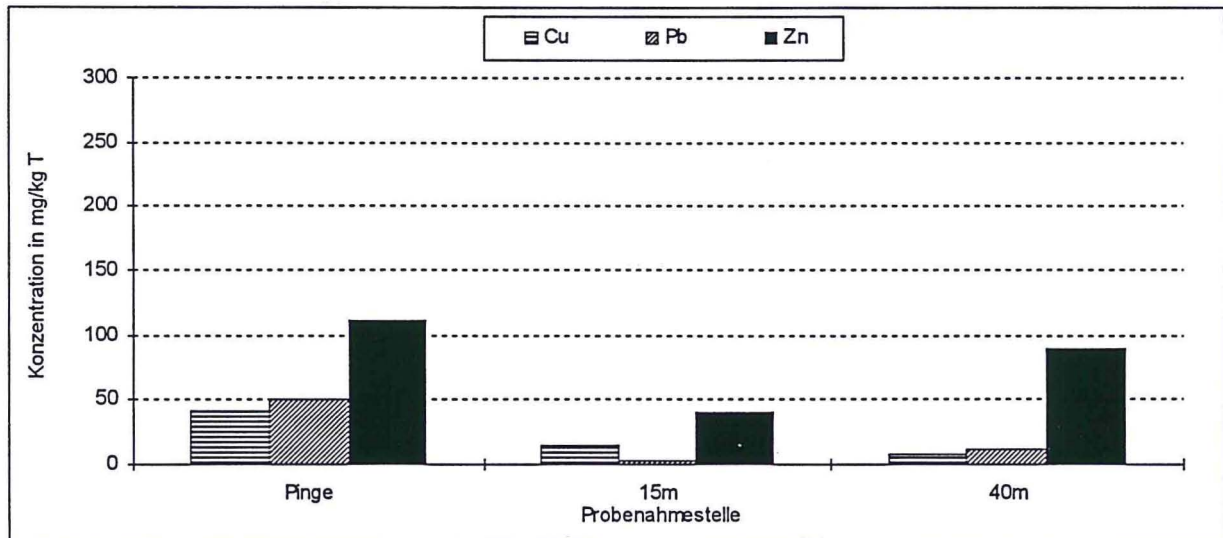


Abb. 6.46: Schwermetallgehalte im Laub von Bergahorn (Jungpflanzen) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1

Die Kupfer-, Blei- und Zinkgehalte im Laub der Jungpflanzen des Bergahorns (*Acer platanoides*) (Abb. 6.46) nehmen mit zunehmender Entfernung vom Haldenrand sprunghaft ab. Mit 42 mg/kg Trockensubstanz (TS) werden am Haldenrand die höchsten Gehalte an Cu im Laub gemessen. Im Unterhangbereich betragen die Kupfergehalte im Laub der Jungpflanzen noch 7 mg/kg TS. Die Bleigealte der Jungpflanzen sinken von 51 mg/kg TS auf 12 mg/kg TS ab. Beim Zink ist die Konzentrationsabnahme nicht so stark ausgeprägt wie bei den anderen Elementen.

Für die Kupfer-, Blei- und Zinkgehalte im Laub der Jungpflanzen von *Fagus silvatica* (Abb. 6.47) ist insgesamt eine starke Abnahme mit zunehmender Entfernung von der Halde festzustellen. Dabei ist die Konzentrationen an Kupfer (90 mg/kg) und Zink (260 mg/kg) der Rotbuchen im Haldenbereich allerdings etwa doppelt so hoch wie bei *Acer platanoides*.

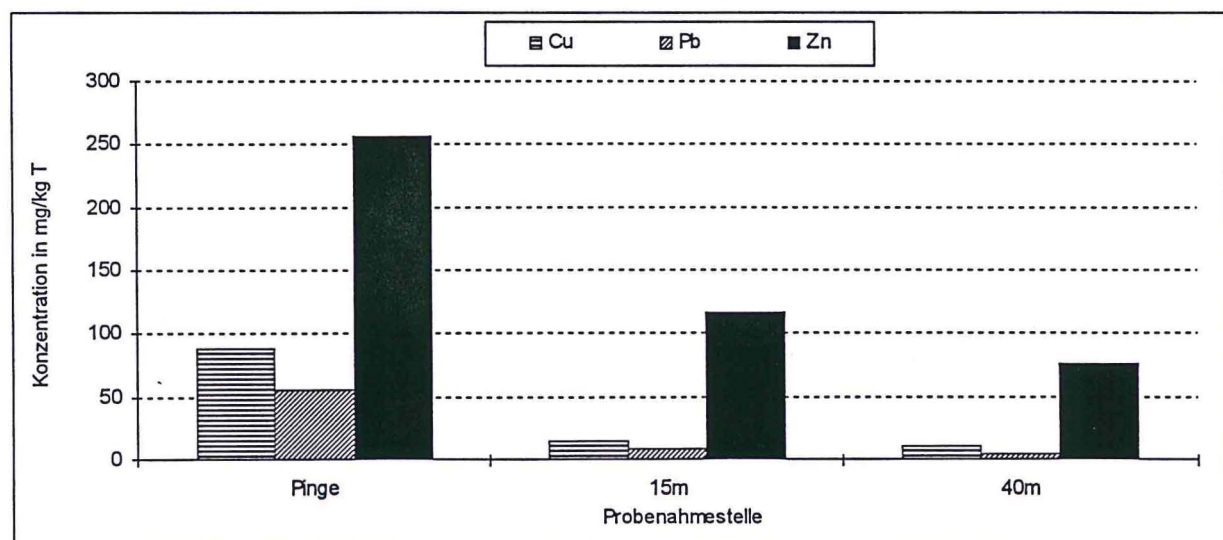


Abb. 6.47: Schwermetallgehalte im Laub von Rotbuche (Jungpflanzen) an verschiedenen Hangpositionen des Standortes 1

Am Mittel- und Unterhang (15 m und 40 m) wurden Kupfer- und Zinkgehalte gemessen, die mit denen des Bergahorns vergleichbar sind. Die im Laub beider Arten ermittelten Bleikonzentrationen sind dem gegenüber an allen Hangpositionen nahezu identisch.

Zusammenfassend zu den Untersuchungen an Pflanzen kann festgestellt werden, daß sich die räumliche Verteilung der leicht nachlieferbaren (pflanzenverfügbaren) Schwermetallanteile im Boden auch in den Gesamtgehalten an Schwermetallen in den untersuchten Pflanzen widerspiegelt. Die Konzentrationsunterschiede von Schwermetallen im Laub der Jungpflanzen und der Untersuchungsobjekte des 30- bis 50jährigen Bestandes sind zum einen auf Speichermechanismen im Stamm der Bäume zurückzuführen. Andererseits steht den Jungpflanzen vor allem am Oberhang ein höherer Anteil an leicht nachlieferbaren Schwermetallen zur Verfügung als den älteren Pflanzen, da hier die Versauerungsfront lediglich bis in 30 - 40 cm Tiefe reicht. In dieser Zone befindet sich der Hauptwurzelraum dieser Pflanzen. Die Bäume des älteren Bestandes durchwurzeln tiefere Bereiche, in denen aufgrund der zunehmenden Basizität die leicht nachlieferbaren Schwermetallanteile stark abnehmen.

6.6 Gehalte gelöster Schwermetalle im Oberflächenabfluß und Interflow an der Böschungsoberkante von Gewässerläufen

Die bisher dargestellten Untersuchungsergebnisse von Böden und Pflanzen verdeutlichen den lokal eng begrenzten Einfluß der Schwermetallemissionen aus den Bergehalden auf ihre Umgebung hin. Die äußerst geringen wasserlöslichen Schwermetallanteile unterstreichen die Senkenfunktion der Böden in der unmittelbaren Umgebung der Bergehalden gegenüber Schwermetalleinträgen. Anhand der Ergebnisse von Schwermetalluntersuchungen des Oberflächenabflusses und oberflächennahen Interflows soll des weiteren ermittelt werden, ob trotz der Puffer- und Speichervirkung der Böden schwermetallbelastete Wässer im Einflußbereich der untersuchten Halden in größerem Umfang in die Vorfluter gelangen.

In Tabelle 6.15 sind die Gehalte an Kupfer im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergang der untersuchten Catenen zum Vorfluter dargestellt. Standort 5 geht als Untersuchungsstandort mit den höchsten Lösungskonzentrationen an Kupfer hervor. Dies ist in erster Linie auf das hohe Angebot an Kupfer an diesem Haldenabschnitt (Ausschläge) zurückzuführen. Aufgrund der Lage des Haldenfußes direkt im Auenbereich kann man davon ausgehen, daß bei Niederschlagsereignissen kaum Oberflächenabfluß auf dem Weg zur Vorflut und die Auensedimente versickert (oberflächennahes Grundwasser, kurze Entfernung zur Vorflut).

Tab. 6.16: Kupfergehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich terrestrisch-aquatisches System

Element		Standort						
		1	2	3	4	5	6	8
Cu in mg/l	Ø	0,067	0,071	0,102	0,065	0,194	0,135	0,075
	max	0,225	0,273	0,327	0,174	0,611	0,411	0,284
	min	0,005	0,037	0,012	0,005	0,005	0,009	0,005
	CRN ¹⁾	0,035	0,044	0,075	0,038	0,167	0,108	0,048
PK ²⁾		0,05	0,56	1,38	0,29	1,04	1,12	0,83

1) um die Konzentration im Regenwasser bereinigter Wert, 2) Pufferkoeffizient

An Standort 1 wurden die geringsten Kupferkonzentrationen gemessen. Hierfür sind vor allem zwei Faktoren verantwortlich. Zum einen wirken die pedochemischen Verhältnisse an Standort 1 einer Migration entgegen und zweitens ist die Entfernung zwischen Halde und Vorfluter mit 74 m sehr groß. Das Verhältnis der Schwermetallkonzentration des Sickerwassers am Haldenfuß zu der an der Böschungsoberkante der Vorfluter wird als Pufferkoeffizient (PK) bezeichnet. Der dargestellte Wert ist der Quotient aus der Division der niederschlagsbereinigten Lösungskonzentration am Haldenfuß und an der Böschungsoberkante der Fließgewässer.

Die Lösungskonzentrationen von Blei zeigen hinsichtlich ihrer Verteilung ein ähnliches Bild wie beim Kupfer. Die Standorte 3, 5 und 6 weisen höhere Werte auf als die übrigen untersuchten Catenen. Insgesamt sind die Lösungskonzentrationen von Blei in ihrer Höhe vergleichbar mit denen von Kupfer. Einige standortspezifische Varianzen treten jedoch auf. Die höheren Gehalte an

gelöstem Blei im Hangzugwasser des Untersuchungsstandortes 1 sind im Zusammenhang mit den insgesamt höheren Bleikonzentrationen im Boden und Haldenmaterial zu sehen. Hier wird die Verfügbarkeit und Mobilität dieses Elementes vor allem vom hohen Angebot an Blei im Haldenkörper bestimmt (HORNBURG & BRÜMMER 1993).

Tab. 6.17: Bleigehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich des terrestrisch-aquatischen Systems

Element		Standort						
		1	2	3	4	5	6	8
Pb in mg/l	Ø	0,126	0,089	0,136	0,077	0,116	0,117	0,068
	max	0,290	0,255	0,200	0,197	0,390	0,280	0,290
	min	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb
	CRN ¹⁾	0,097	0,064	0,111	0,052	0,091	0,092	0,043
VF ²⁾		0,65	1,08	2,52	0,74	2,28	1,59	1,05

1) um die Konzentration im Regenwasser bereinigter Wert

Tab. 6.18: Zinkgehalt im Oberflächenabfluß und Interflow im Übergangsbereich des terrestrisch-aquatischen Systems

Element		Standort						
		1	2	3	4	5	6	8
Zn in mg/l	Ø	0,216	0,121	0,098	0,069	0,629	0,194	0,126
	max	0,859	0,551	0,276	0,390	3,063	0,428	0,707
	min	0,024	0,007	0,005	0,008	0,044	0,009	0,003
	CRN ¹⁾	0,110	0,040	0,017	-	0,548	0,113	0,045
VF ²⁾		0,14	0,54	0,34	-	3,5	0,42	1,02

1) um die Konzentration im Regenwasser bereinigter Wert

Zink zeichnet sich durch sehr geringe Lösungsgehalte im oberflächennahen Interflow und Oberflächenabfluß aus. Dies ist auf die bereits erwähnte Tiefenverlagerung von Zink zurückzuführen, so daß das Angebot an lösbarem Zink im Oberboden wesentlich geringer ist als bei den anderen Elementen. Zur besseren Veranschaulichung der Senkenfunktion der Böden, welche die Halden umgeben und eine Pufferzone zu den Vorflutern bilden sind in Abbildung 6.48 die Verhältnissfaktoren der Lösungskonzentrationen des Hangzugwassers am Haldenfuß und am Übergang terrestrisches - aquatisches System dargestellt.

Diese Faktoren errechnen sich durch die folgende Formel:

$$VF = C_{ARN} / C_{BRN}$$

C_{ARN} ist die, um die im Niederschlag enthaltenen Schwermetalle bereinigte Lösungskonzentration im Hangzugwasser an der Halde und C_{BRN} die niederschlagsbereinigte Lösungskonzentration an Schwermetallen im Übergangsbereich zum Gewässer. Der Wert 1 beschreibt demzufolge den Zustand einer konstanten Schwermetallkonzentration im fließenden Wasser an allen Positionen der untersuchten Catenen. Werte kleiner 1 deuten auf Pufferungs- und Filterwirkungen des Bodens hin. Werte größer 1 bedeuten eine Anreicherung des Hangzugwassers mit Schwermetallen während der Bodenpassage.

Die folgende Abbildung läßt ganz deutlich ein differenziertes Bild des Lösungseintrages an Schwermetallen in die durch Halden geprägten Vorfluterabschnitte erkennen. An 4 der untersuchten Gewässerabschnitte findet eine Reduzierung der Schwermetallgehalte im abfließenden Hangwasser statt. Am stärksten ist dies an Standort 1 ausgeprägt. Dort liegt mit 74 m die größte Entfernung zwischen der Halde und dem Vorfluter und somit auch die längste Bodenpassage. Die Anreicherungen von Kupfer und Zink im Hangwasser an Standort 3 kann auf den Einfluß des dort abgelagerten Bauschuttes und teilweise Hausmülls (Abschnitt 5.3.1) zurückgeführt werden. Eine Beziehung zur Halde ist nicht eindeutig nachweisbar.

Am Standort 5 treten hohe Anreicherungen an gelösten Schwermetallen im Hangwasser auf. Hierfür können zwei Erscheinungen verantwortlich sein. Erstens ist die Entfernung zwischen der Halde und dem Vorfluter mit 10 m sehr kurz und zweitens befindet sich die Meßeinrichtung im

direkten Auenbereich. In diesem Gewässerabschnitt hat sich aufgrund der Neigungsverhältnisse eine Talaue gebildet. Hier können selbst im Sommer noch relativ hohe Grundwasserstände angetroffen werden. Unter den wechselnden Redoxbedingungen in diesem grundwasserbeeinflussten Bereich kann es zu einer verstärkten Freisetzung von Schwermetallen kommen. Die Gesamtgehalte des Bodens an Schwermetallen sind in diesem durch eine Ausschlágehalde geprägten Abschnitt sehr hoch, so daß auch ein ständiges Angebot an Metallen gegeben ist.

Am Standort 8 sind keine Unterschiede in den Lösungskonzentrationen erkennbar. Das heißt, daß im Boden keine Bindung gelöster oder Freisetzung austauschbarer Metall - Ionen nachgewiesen werden kann bzw. diese Austauschprozesse sich auf einem Gleichgewichtsniveau befinden.

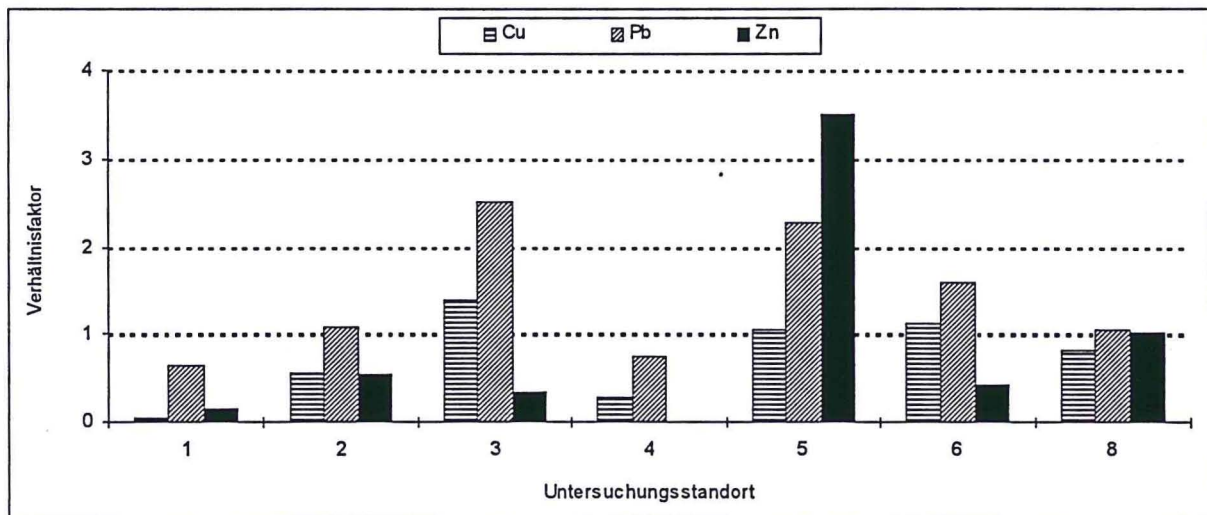


Abb. 6.48: Zusammenhang zwischen der Emission gelöster Schwermetalle aus den Bergehalden und dem Eintrag in die Gewässer.

6.7 Belastung der Gewässer und ihrer Sedimente

6.7.1 Gelöste Schwermetallgehalte der Gewässer

Die das Untersuchungsgebiet zum Süßen See entwässernden Fließgewässer können als wesentliche Transportbahnen für gelöste und partikulär gebundene Nähr- und Schadstoffe angesehen werden. Deshalb sollen anhand von Abfluß- und Stoffdaten, welche an 4 charakteristischen Meßstellen im Untersuchungsgebiet erhoben wurden, die Lösungsfrachten an Schwermetallen ermittelt werden.

Tabelle 6.18 verdeutlicht die Differenzen im Abflußregime der Teileinzugsgebiete (Karte 3). Bemerkenswert erscheint die insgesamt geringe Abflußmenge im Oberlauf der Bösen Sieben. Bei annähernd gleicher Flächengröße ist hier, im Vergleich zum Einzugsgebiet Wilder Graben, nur knapp ein Drittel der Abflußmenge zu verzeichnen.

Dies ist auf folgende Ursachen zurückzuführen:

- Mit rund 27 % weist das Einzugsgebiet der Oberläufe der Bösen Sieben einen hohen Waldanteil auf, woraus eine wesentlich größere Retention als im Gebiet Wilder Graben mit lediglich $0,4 \text{ km}^2 = 0,8 \%$ bewaldeter Fläche resultiert. Direktabflußbildung ist im fast ausschließlich landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet des Wilden Grabens wesentlich höher einzuschätzen.
- Die Oberläufe der Bösen Sieben queren den ausstreichenden Zechstein und verlieren an Abflußmenge durch Versickerung. Dies ist durch Untersuchungen von und REMUS (1963) LIEBISCH (1965) belegt worden.

Den größten Anteil an der Jahresfracht der Schwermetalle im Untersuchungsgebiet liefert der Wilde Graben (Tab. 6.19). Dies ist einerseits auf die zum Teil extreme Schwermetallbelastung der

Glume, die im Einflußbereich der Rohhütte Helbra entspringt und östlich von Eisleben in den Wilden Graben mündet, und andererseits auf die Einleitung kommunaler Abwässer zurückzuführen. Die Kläranlage Helbra trägt mit rund 15 % zur Jahresfracht an Cu bei. Die relativ hohen Frachten an Kupfer und Zink werden durch die Einleitung von vor allem stark zinkhaltigen Wässern aus dem Grubengebäude des Mansfelder Kupferschieferbergbaus über den Froschmühlenstollen verursacht. Stellt man die an den 4 Meßpunkten im Untersuchungsgebiet ermittelten Konzentrationen an Kupfer den von FRÜHAUF & SCHMIDT (1996) im gleichen Zeitraum oberhalb des Zechsteinausstrichs erhobenen Daten gegenüber, so kann keine Konzentrationserhöhung festgestellt werden.

Tab. 6.19: Mittlere Abflußmengen MQ in l/s und Jahresabfluß 1994/95 an ausgewählten Meßstellen im Untersuchungsgebiet (eigene Erhebung; STAU 1996a)

Meßstelle	Ottoschacht	Wilder Graben	Froschmühlenstollen	Mündung Süßer See
Gewässer	Böse Sieben	Wilder Graben	Salzgraben	Böse Sieben und Salzgraben
Größe A _{EO} in km ²	43,55	50,97	29,43	142,86
Lage	Bahnbrücke Krughütte	Mündung in Böse Sieben	B 80 nahe Straßenbrücke	Fließwasseraufbereitungsanlage
W in cm	8	23	25	103
MQ 94/95 in l/s	63	208	70	315
Jahressumme in m ³	1 986 800	6 559 500	2 207 520	9 933 840

Tab. 6.20: Mittlere Lösungskonzentrationen an Schwermetallen im Wasser der Vorfluter zum Süßen See - Meßreihe 1994/95

		Otto	Wilder	Frosch	Mündung
Konzentrationen in µg/l	Cu	14	13	13	11
	Zn	110	800	1.160	411
Frachten in kg/a	Cu	27,8	85,3	41	117
	Zn	219	5.248	3.658	4.407

Tab. 6.21: Mittlere Lösungskonzentrationen an Kupfer in ausgewählten Vorflutern oberhalb des Zechsteinausstrichs - Meßreihe 1994/95

Gewässer	Cu in µg/l
Vietzbach	1
Dippelsbach	12
Kliebigsbach	17
Salzgraben	11

Der Vergleich von bisher dargestellten Daten zur Lösungskonzentration der Schwermetalle im Vorflutensystem mit den Konzentrationen im Süßen See zeigt eine gute Übereinstimmung. Im Jahr 1994 betrugen die durchschnittlichen Kupferkonzentrationen im Wasser des Süßen See 17,6 µg/l (STAU 1994), wobei die Werte insgesamt in einem Bereich zwischen 13 µg/l und 39 µg/l schwankten.

Die bisher angestellten Betrachtungen zum Lösungstransport von Schwermetallen im Untersuchungsgebiet führen im wesentlichen zu zwei Erkenntnissen:

- Eine Belastung der Fließgewässer durch den Eintrag gelöster Schwermetalle aus Bergeshalden des Kupferschieferbergbaus kann im Untersuchungsgebiet nahezu ausgeschlossen werden.
- Der Lösungseintrag als Transportpfad für Schwermetalle basiert im wesentlichen auf der Einleitung kommunaler Abwässer und Wässern aus dem Grubengebäude des Kupferschieferbergbaus (Froschmühlenstollen).

Daraus kann abgeleitet werden, daß der Transport von Schwermetallen im wesentlichen als Suspension erfolgt. Dies ist mit Ergebnissen von FÖRSTNER & MÜLLER (1974) UND FÖRSTNER (1983) vergleichbar.

6.7.2 Partikulär gebundene Schwermetalle im Vorflutsystem

Die hier gewonnenen Informationen bestätigen im wesentlichen die von POGGEL (1995) beschriebenen Verhältnisse. Nach Queren des Zechsteinausstrichs kommt es zu einem sprunghaften Anstieg der Schwermetallgehalte im Gerinnesediment. Als Ursache für diese Konzentrationserhöhung kommt der Kupferschieferausstrich als geogene Quelle in Betracht. Eindeutig kann dies jedoch nicht belegt werden, da dieser Grenzsaum intensiv bergbaulich überprägt wurde. Man kann also davon ausgehen, daß der Belastungssprung aus der Überlagerung geogener und anthropogener Einträge resultiert.

Nachdem bereits im Abschnitt 4.4 die Problematik der Schwermetallbelastung von Sedimenten der Fließgewässer und des Süßen Sees kurz dargestellt wurde, sollen an dieser Stelle die Ergebnisse eigener Erhebungen dokumentiert werden.

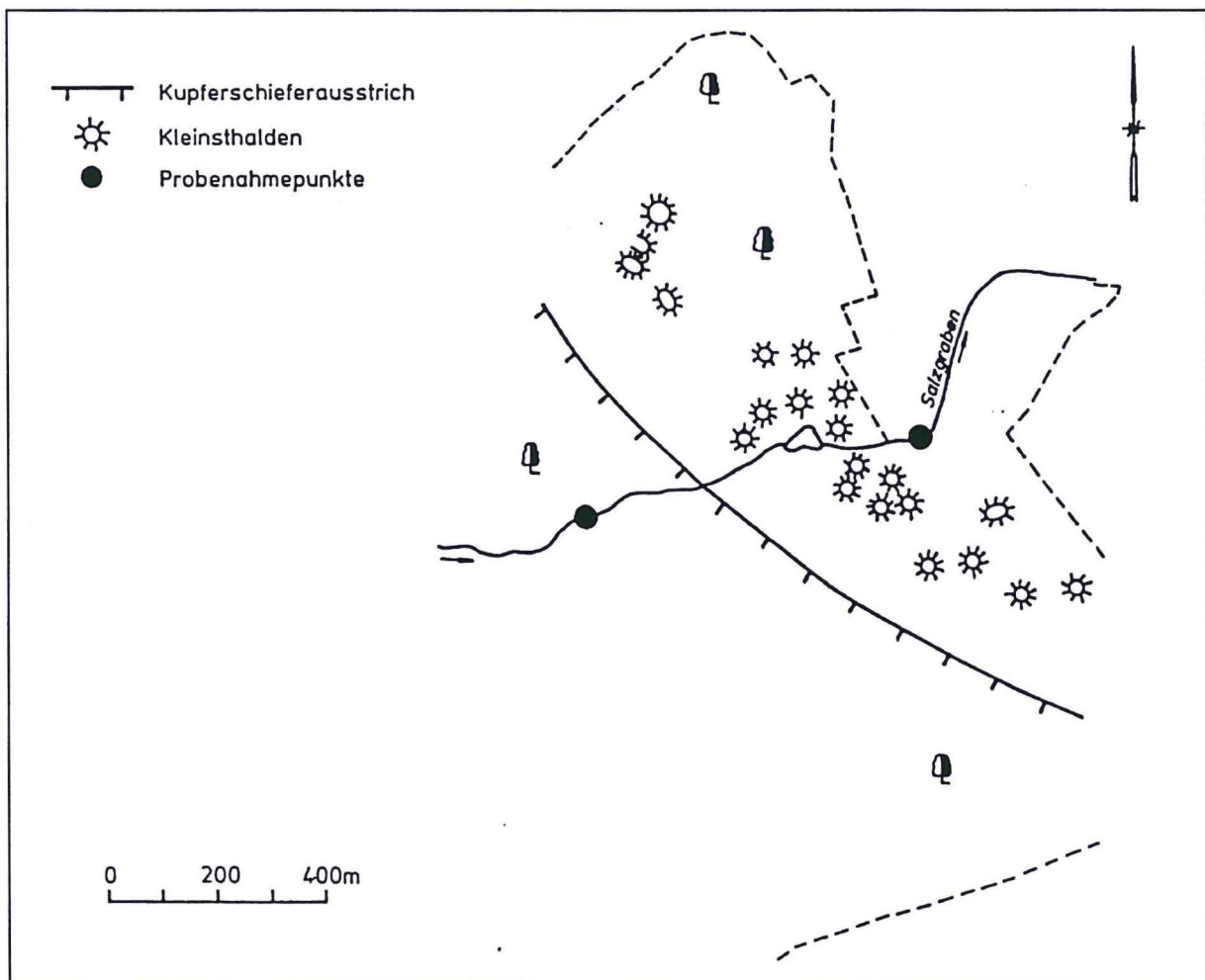


Abb. 6.49: Probenahmestandorte zur Schwermetalluntersuchung von Sedimenten des Salzgrabens

Die im Rahmen von Stichprobenuntersuchungen ermittelten Schwermetallgehalte im Gerinnesediment der Vorfluter sollten näheren Aufschluß über die Wirkung einzelner Halden als Schwermetallmittenten auf die Metallführung der Gewässer geben.

Im Bereich der Kleinsthalden am Hornburger Sattel (Untersuchungsstandort 1) ist eine sprunghafte Erhöhung der Schwermetallgehalte im Gerinnesediment unterhalb des Haldensaumes zu erkennen. Erreichen die Kupfer- und Bleikonzentrationen oberhalb des möglichen Haldeneinflusses Werte von 60 mg/kg und 49 mg/kg, so steigen sie unterhalb der Halden auf 1 316 mg/kg bzw. 2 889 mg/kg an. Dies entspricht einer Anreicherung um die Faktoren 22 und 60. Die Zinkgehalte des Gerinnesedimentes betragen oberhalb des Haldenfeldes 236 mg/kg. Unterhalb wurden 1472 mg/kg registriert, welches einen Anstieg um das 6-fache der Ausgangskonzentration bedeutet.

An diesem Gewässerabschnitt überlagern sich 2 potentielle Quellen der Schwermetallbelastung. Zum einen quert das Fließgewässer in diesem Bereich den Zechsteinausstrich und zum anderen befindet sich dort eine Vielzahl sehr alter, zum Teil intensiv verwitterter Halden. Das Gerinnesediment weist zudem einen hohen Anteil an diesem Haldenmaterial auf. Die vorliegenden Informationen deuten darauf hin, daß es hier zu einer Überlagerung verschiedener Eintragsmechanismen kommt, unter denen die Erosion des Zechsteinausstrichs durch das Fließgewässer und der spülorosive Eintrag von Haldenmaterial aus den Hangebereichen dominieren.

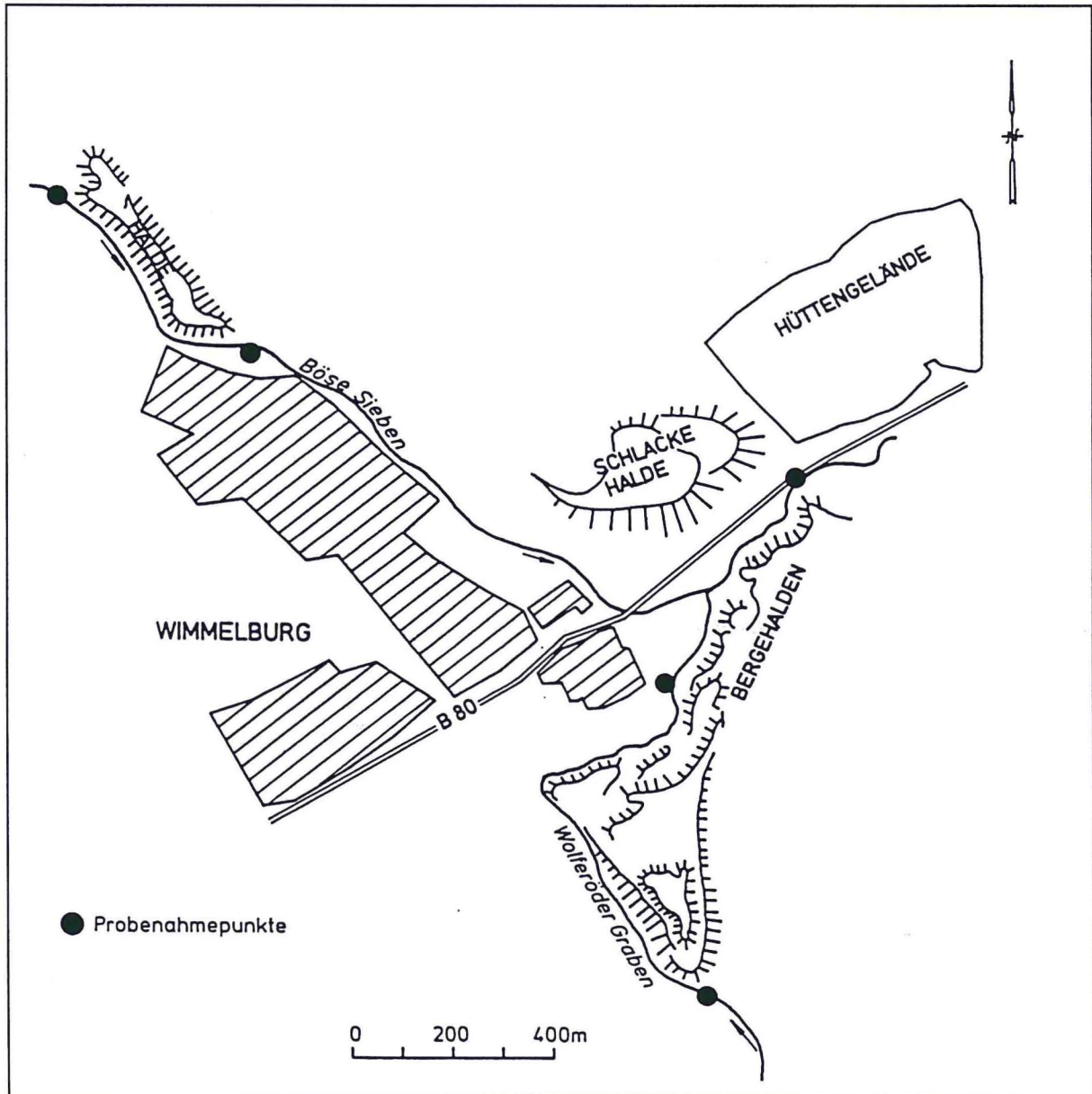


Abb. 6.50: Probenahmestandorte zur Schwermetalluntersuchung von Bachsedimenten in Böser Sieben und Wolferöder Graben

Weitere Sedimentuntersuchungen wurden im Hüttengrundbach, im Wolferöder Graben und in der Bösen Sieben durchgeführt. Im Sediment des Hüttengrundbaches kann ebenfalls eine Anreicherung mit Schwermetallen im Gewässerverlauf festgestellt werden. Jedoch sind die Beträge nicht so hoch wie das im Bereich des Salzgrabens der Fall ist. Oberhalb des bergbaulich genutzten Gewässerabschnittes wurden Metallkonzentrationen registriert, die mit denen des Salzgrabens vergleichbar sind (Cu 90 mg/kg; Pb 111 mg/kg und Zn 270 mg/kg). Im Gewässerabschnitt, der von Halden gesäumt wird, erreichen die Metallgehalte Werte von 415 mg/kg Cu, 1 935 mg/kg Pb und 933 mg/kg Zn. Unterhalb des Haldenfeldes steigen die Metallkonzentrationen im Grinnesediment noch leicht an (Cu 487 mg/kg; Zn 1 227 mg/kg und Pb 2 000 mg/kg). Die Ursachen der hohen

Schwermetallgehalte im Bachsediment dieses Gewässerabschnittes sind vergleichbar mit denen am Salzgraben.

Im Sediment der Bösen Sieben erreichten die Metallgehalte oberhalb der Martinschächter Halden Werte von 803 mg/kg (Cu), 1 068 mg/kg (Zn) und 2 115 mg/kg (Pb). Unterhalb dieser Halden konnten dem gegenüber für Kupfer (1 168 mg/kg) und Blei (2 347 mg/kg) nur relativ gering erhöhte Schwermetallgehalte im Gerinnesediment festgestellt werden. Die Zinkgehalte im Sediment stiegen um etwa 30 % auf 1 508 mg/kg an.

Der Wolferöder Graben passiert die sehr heterogen strukturierten Ottoschächtehalden in geringer Entfernung (4 - 15 m) - über eine Strecke von 2 000 m. Hier erfolgte die Sedimentprobenahme an 3 Gewässerabschnitten, oberhalb, im Verlauf und unterhalb der Halden. Auch an diesem Untersuchungsabschnitt ist eine Erhöhung der Schwermetallgehalte im Gerinnesediment unterhalb der Halden erkennbar.

Die hohen Schwermetallgehalte oberhalb der Halden (Cu 449 mg/kg, Pb 1 727 mg/kg und Zn 963 mg/kg) sind darauf zurückzuführen, daß sich der Probenahmestandort schon im bergbaubeeinflussten Gebiet befindet und somit eine nutzungsbedingte Grundlast aufweist. Hervorzuheben ist, daß die Gehalte an Kupfer und Zink entlang der Halde zuerst einmal abnehmen (Cu 175mg/kg, Zn 735 mg/kg) und dann unterhalb der Halden wieder stark ansteigen (Cu 1 041mg/kg, Zn 1 664 mg/kg). Für Blei ist dagegen ein genereller Anstieg der Konzentrationen gewässerabwärts zu erkennen (1 727 mg/kg, 1 753 mg/kg und 1 963 mg/kg), wobei die Konzentrationserhöhung nicht so deutlich ausgeprägt ist wie bei den anderen Elementen.

Die an den o. a. Stellen erhobenen Schwermetallkonzentrationen im Bachsediment entsprechen im wesentlichen den von POGGEL (1995) ermittelten Werten. Unterhalb der Halden wurden jedoch immer höhere Konzentrationen ermittelt als die durchschnittlichen Gehalte der von POGGEL (1995) ausgewiesenen Gewässerabschnitte. Dies muß als Hinweis für die lokale Bedeutung der Bergehalde als Schwermetallemitter gedeutet werden. Die Existenz von Haldenmaterial im Gerinnesediment bestärkt diese These.

Tab. 6.22: Schwermetallgehalte im Sediment des Süßen See - Entnahmestelle im Beckentiefsten (Quelle: Walther 1996)

Tiefe in cm	Schwermetallgehalt in mg/kg		
	Cu	Pb	Zn
0 - 3	1968	2254	26.301
3 - 5	1692	1365	18.802
5 - 10	901	874	9431
10 - 15	460	651	4981
15 - 20	389	575	3578
20 - 23	350	575	3377
23 - 28	335	563	3593
28 - 33	333	611	4125
33 - 38	324	624	4884
38 - 44	294	471	3483

Aus der Kenntnis der im Untersuchungszeitraum in den Süßen See eingetragenen Feststoffe sowie der durchschnittlichen Schwermetallgehalte im Sediment, konnten die partikulär gebundenen Einträge an Kupfer, Blei und Zink ermittelt werden. Eine Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum ermittelten Lösungseinträge mit den an Feststoffe gebundenen Schwermetalleinträgen zeigt, daß ca. 65 % der Gesamtfracht auf partikulär gebundene Metalle und 35 % auf Lösungstransport entfallen.

Auf die Schwermetallgehalte im Sediment des Süßen See wurde bereits in Abschnitt 5 kurz eingegangen. Dabei wurde festgestellt, daß sich hinsichtlich der Verteilung der Metallkonzentrationen ein deutliches West-Ost-Profil abzeichnet. Dies muß als weiterer Hinweis für die Dominanz des partikulären Schwermetalltransportes angesehen werden. Mit der Akkumulation des überwiegenden Teils der Suspensionsfrachten im westlichen Seegebiet werden auch die größten Schwermetallmengen in diesem Bereich abgelagert.

Dem gegenüber geht WALTHER (1996) davon aus, daß im Beckentiefsten eine Schwermetallanreicherung im Sediment stattfindet. Seine These wird durch Untersuchungen an einem Vereiskern gestützt. Hier wurden vor allem in den oberen 40 cm des Profils (Tab. 6.21) für Zink extreme Gehalte registriert, die jedoch auch einen starken Tiefengradienten aufweisen. Die Konzentrationen an Kupfer und Blei erreichen Werte, die insgesamt im Gewässersediment registrierten Werten entsprechen.

Diese hohen Schwermetallkonzentrationen konnten jedoch nur in der oberen Sedimentschicht ermittelt werden. Anhand von Schwermetalluntersuchungen an einem Sedimentkern stellt WALTHER (1996) weiterhin fest, daß in einem Bereich von 3,56 m bis 8,21 m Tiefe „den Geo - Akkumulationsindex nach TUREKIAN & WEDEPOHL für die entsprechenden Schwermetalle nicht überschreiten“.

Den bereits im Abschnitt 5 erwähnten Untersuchungen von SPRINGER (1993) sind außer den Gesamtgehalten an Schwermetallen im Sediment zu entnehmen, daß deren Löslichkeit durch Wasser als gering einzustufen ist.

Die Akkumulation großer Schwermetallmengen im Seesediment und deren starke Fixierung ist in engem Zusammenhang mit den bereits unter Abschnitt 5 erwähnten Millieubedingungen zu betrachten. Das heißt, daß aufgrund von Schwefel-reduzierenden Bedingungen im Seesediment die Schwermetalle stark fixiert werden. WALTHER (1996) ermittelt in den oberen 130 cm der Sedimente durchschnittlich 1,75 % Schwefel. Sauerstoffgehalte und Redoxpotential des Süßen See nehmen mit zunehmender Tiefe ab (HOEHN et al. 1996; STAU 1996). Die Sauerstoffgehalte fallen dabei mit zunehmender Tiefe auf Werte unter 1 mg/l ab. Aus den Untersuchungen von HOEHN et al. (1996) gehen weiterhin hervor, daß das Redoxpotential mit dem Übergang vom Wasserkörper zum Sediment von positiven Werten zu negativen hin umschlägt.

Die dargestellten Fakten deuten darauf hin, daß unter den gegenwärtigen Bedingungen nicht mit einer verstärkten Mobilisierung von Schwermetallen aus dem Seesediment gerechnet werden muß. Ein diesbezügliches Gefährdungspotential kann als gering eingeschätzt werden.

Jedoch muß an dieser Stelle auf einen Antagonismus hingewiesen werden. Das für die Fixierung von Schwermetallen so günstige reduzierende Milieu hat für den See eine bedenkliche Nebenwirkung. Das Absinken des Sauerstoffgehaltes an der Sedimentoberfläche auf Werte unter 3 mg/l hat eine verstärkte Mobilisierung von Phosphat zur Folge (DVWK 1988). Dies erhöht das Überangebot an Nährstoffen im See und trägt somit zur Verschlechterung der Wasserqualität des Süßen See infolge Algenmassenentwicklungen bei.

7 Räumliche Beziehungen zwischen Bergbauentwicklung und Schwermetallbelastung

Abschließend soll überprüft werden, ob der räumliche Zusammenhang zwischen Bergbau und Bodenbelastung auch in den Böden der untersuchten Haldenstandorte nachvollzogen werden kann. Dafür wird ebenfalls eine Normierung der Schwermetallgehalte im Oberboden der die Halden umgebenden Böden vorgenommen. Im Ergebnis dieser Normierung entstehen Anreicherungsfaktoren, mit deren Hilfe Art und Intensität des Einflusses der Halden auf die Bodenschwermetallbelastung besser interpretiert werden können.

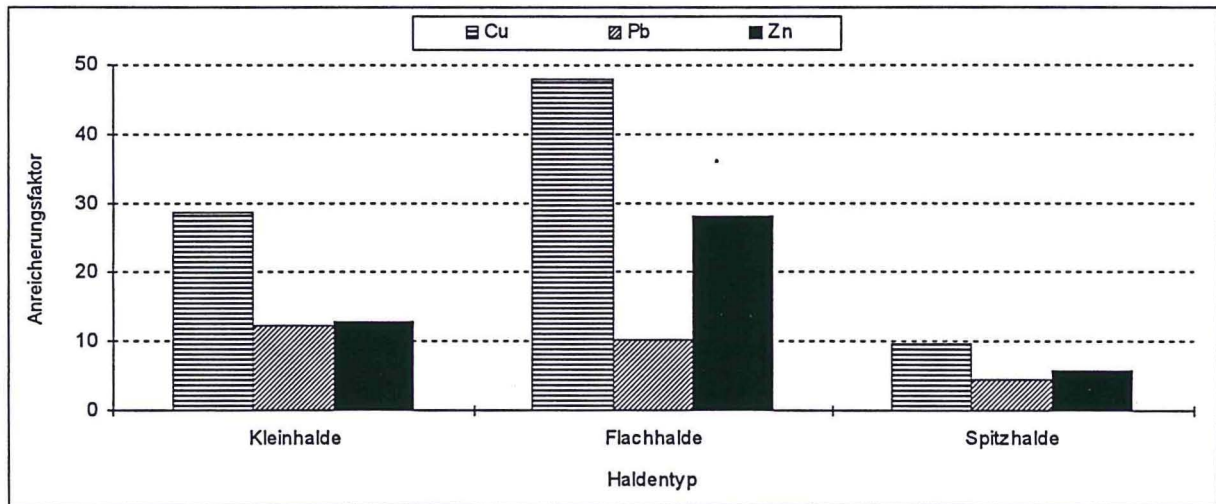


Abb. 7.1: Schwermetallanreicherung im Oberboden der Untersuchungsatenen an den Bergehal-den

Da die Lage der einzelnen Bergehaldentypen in engem Zusammenhang mit der Bergbauentwicklung steht, sind diese im Untersuchungsgebiet ebenfalls in einer West-Ost-Abfolge angeordnet. Die Kleinhalden repräsentieren den Bergbau bis zum 19. Jahrhundert. Die Flachhalden kennzeichnen den Bergbau vom 19. Jahrhundert bis in die 20er Jahre dieses Jahrhunderts und die Spitzhalden sind für die jüngste Bergbauetappe charakteristisch. In dieser Gliederung der Halden spiegelt sich der West-Ost-Verlauf des Bergbaus im Untersuchungsgebiet wider. Aus Abbildung 7.1 geht hervor, daß die Höhe der Anreicherung von Schwermetallen in Böden der unmittelbaren Umgebung von Bergehalden den selben West-Ost-Verlauf hat, wie das im Ergebnis der Auswertung der flächenhaft vom TÜV - Bayern ermittelten Oberbodenbelastung mit Schwermetallen der Fall war.

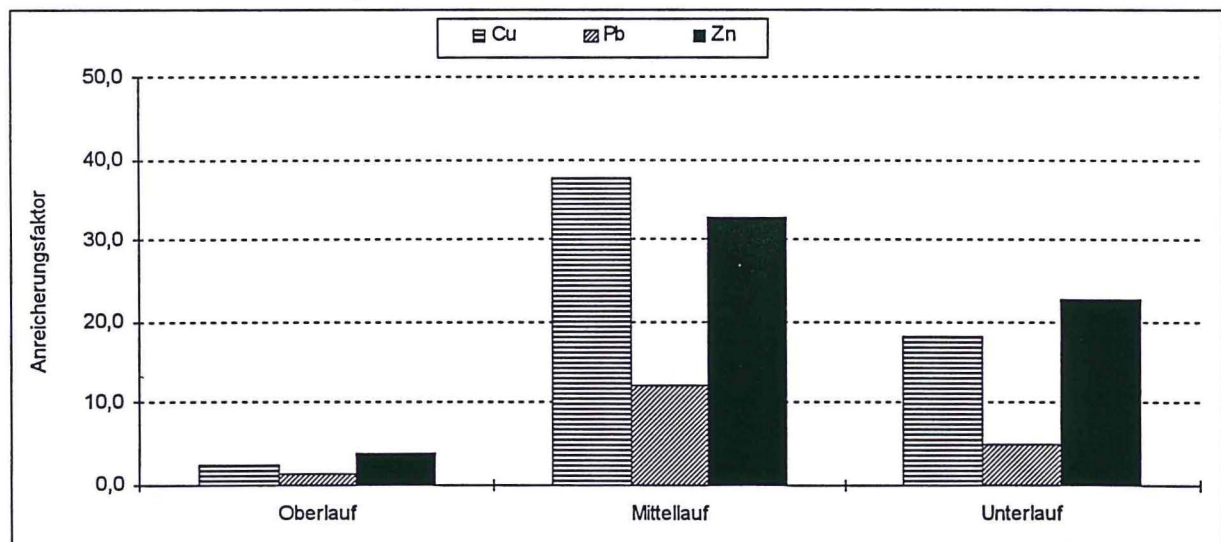
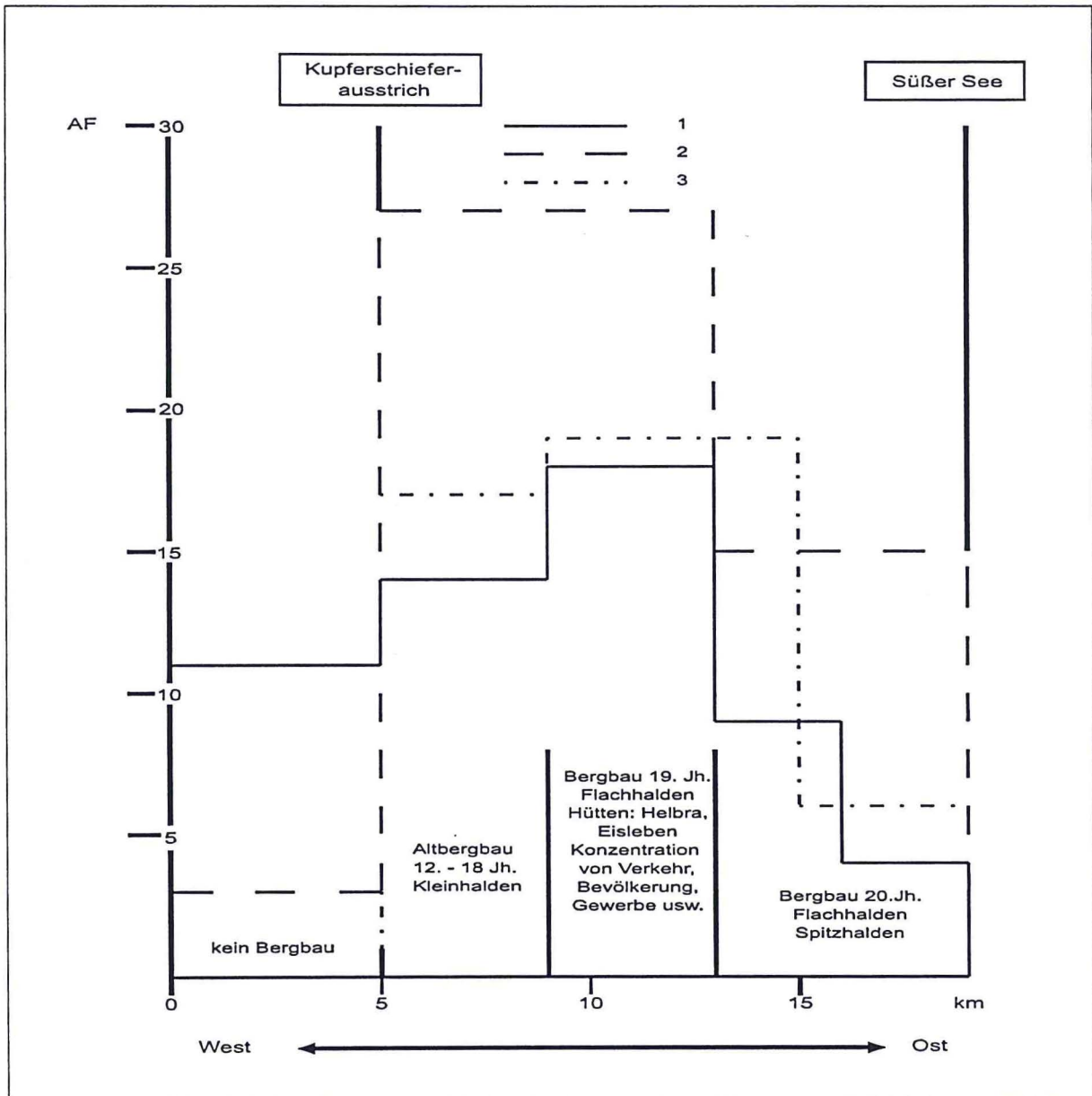


Abb. 7.2: Zonale Gliederung der Schwermetallbelastung von Bachsedimenten des Dippelsbaches und der Bösen Sieben (POGGEL 1995)

Als weiteres Medium wurden von POGGEL (1995) die Bachsedimente von Dippelsbach und Böse Sieben in ihrem Längsprofil untersucht. Dabei weist der Autor drei Belastungsniveaus in West-Ost-bfolge aus (Abb. 7.2). Diese Abbildung bestätigt die bisher getroffenen Feststellungen zur räumlichen Charakteristik der Schwermetallbelastung von Umweltmedien im Untersuchungsgebiet. In diesem Fall heißt das, daß die Metallgehalte im Bachsediment oberhalb des Kupferschieferausstriches die Größenordnung der geogenen Hintergrundwerte für Löß kaum überschreiten. Der mittlere Gewässerabschnitt weist die höchsten Schwermetallanreicherungen auf. Im Unterlauf fallen die Schwermetallkonzentrationen wieder ab und erreichen Werte, die nur geringfügig höher sind als oberhalb des Zechsteinausstrichs.



1 - Oberboden nach TÜV-BAYERN 1991; 2 - Gewässersediment nach POGGEL 1995; 3 - Böden in der Umgebung von Halden,

Abb. 7.3: Schwermetallbelastungsprofil für das Einzugsgebiet der Bösen Sieben von der westlichen Wasserscheide zum Süßen See

Die bisherigen Darstellungen verdeutlichen den räumlichen Zusammenhang zwischen Bergbauentwicklung und Schwermetallbelastung der Böden und Bachsedimente. Die hohe Schwermetallanreicherung in dem zentralen Abschnitt resultiert aus hohen räumlichen Konzentrationen verschiedener Emissionsquellen. Außerdem geht aus den Abbildungen hervor, daß die aus dem Bergbau resultierenden Schwermetallemissionen einen räumlich eng begrenzten Einfluß ausüben. Schon wenige Kilometer von dieser Kernzone der Belastung entfernt nehmen die Schwermetallge-

halte im Boden rapide ab. Daraus ist zu folgern, daß auch die hohen Emissionen der Hütten im Untersuchungsgebiet lediglich in eng begrenzten Immissionsräumen akkumuliert wurden. Unter Einbeziehung der vorliegenden Daten zur Kontamination von Böden und Sedimenten kann ein auf der Basis geogener Hintergrundwerte normiertes West-Ost-Profil der Schwermetallbelastung für das Untersuchungsgebiet erstellt werden (Abb. 7.3).

Abbildung 7.3 weist den zentralen Teil des Untersuchungsgebietes als Abschnitt mit der höchsten durchschnittlichen Schwermetallbelastung aus. Dies ist vor allem auf die Überlagerung von Nutzungseinflüssen und damit unterschiedlichster Emissionsquellen zurückzuführen. In diesem Bereich sind rund 40 000 Einwohner konzentriert, von denen Schwermetallemissionen durch Hausbrand, Einleitung von Abwässern in die Vorfluter und Luftbelastungen durch Verkehrsabgase ausgingen. Außerdem wurde konkret in dieser Zone noch lange nach Stilllegung des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde der in der Sangerhäuser Mulde geförderte Kupferschiefer verhüttet. Somit weist das Gebiet mit den größten Nutzungsansprüchen und -überlagerungen auch die höchsten Schwermetallbelastung auf.

Ein unmittelbarer stofflicher und räumlicher Zusammenhang zwischen der Schwermetallführung der Fließgewässer und Emissionen aus Bergehalden konnte nicht nachgewiesen werden. Dies kann damit begründet werden, daß der Lösungs-transport von Schwermetallen in Fließgewässern im Untersuchungsgebiet als Transportpfad für diese Stoffe lediglich eine untergeordnete Rolle spielt. Die erhöhten Lösungskonzentrationen an Zink im Oberflächenwasser des Salzgrabens resultieren aus dem Zustrom der Wässer des Mansfelder Kupferschieferbergbaus über das Mundloch des Froschmühlenstollens.

8 Zusammenfassung

1. Im Verlauf der Entwicklung des Kupferschieferbergbaus im Mansfelder Land ist eine einzigartige Kulturlandschaft entstanden, welche nicht nur in eindrucksvoller Form rund 800 Jahre Montangeschichte dokumentiert. Bergbau, Kupferschieferverarbeitung und die damit verbundene Raumerschließung (Besiedlung, Infrastruktur) haben neben dem Landschaftsbild vor allem den Stoffhaushalt im Einzugsgebiet des Süßen See wesentlich beeinflusst.
2. Während der Bergbau, im Sinne der Rohstoffgewinnung, durch die mit dem Abbau des Kupferschiefers verbundene Wasserhaltung und Massenverlagerung im wesentlichen das Landschaftsbild (Flächenverbrauch, anthropogene Reliefelemente) und den Wasserhaushalt (Zerstörung des Grundwasserströmungsregimes, Wasserhaltungsstollen) vollkommen und größtenteils irreversibel veränderten, sind die Veränderungen im Stoffhaushalt der Landschaft vor allem auf die Verhüttung des Kupferschiefers (Schwermetalle) und die Raumerschließung (Nähr- und Schadstoffeinträge durch Landwirtschaft, Kommunen und Straßenverkehr) zurückzuführen.
3. Die Flächennutzung des Untersuchungsgebietes wird durch einen Anteil von rund 70 % landwirtschaftlicher Nutzfläche charakterisiert. Im Landschaftsbild dominieren jedoch die Abraumhalden des Bergbaus und die Schlackehalden der Hütten. Schwermetallemissionen, der Eintrag von Nährstoffen und verstärkte Bodenerosion infolge intensiver landwirtschaftliche Nutzung, beeinflussen den Stoffhaushalt im Untersuchungsgebiet maßgeblich.
4. Anhand der vorliegenden Informationen zur Schwermetallanreicherung im Gerinnesediment und Solifluktionsschlöß ist ein lokaler Einfluß geogener Schwermetalleinträge aus dem Kupferschieferflöz erwiesen. Dieser Einfluß ist jedoch räumlich sehr eng begrenzt. Aufgrund der vielfach auftretenden räumlichen Überlagerung von unterschiedlichen Emissionsquellen war eine Bilanzierung des geogenen Anteils an der gesamten Schwermetallfracht der Gewässer jedoch nicht möglich.
5. Der Kupferschieferausstrich kann als markante Trennlinie für die Ausscheidung von zwei hinsichtlich bergbaulich geprägter Kulturlandschaftsentwicklung und der Schwermetallbelastung von Böden und Gewässern differenzierte Teilgebiete angesehen werden. Das ist zum einen der westlich des Kupferschieferausstrichs gelegene nahezu bergbaulich unbeeinflusste Bereich und der bergbaulich dominierte Bereich östlich davon.
6. Die Ausprägung der flächenhaften Bodenbelastung, mit den in der vorliegenden Arbeit untersuchten Schwermetallen, ist vor allem auf die aus der Kupferschieferverhüttung resultierenden, als historisch zu bezeichnenden Emissionen über den Luftpfad zurückzuführen. Mit der Stilllegung des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Jahr 1991 wurde diese Haupteintragsquelle für Schwermetalle ausgeschaltet. Damit erlangten andere Emissionsquellen einen höheren Stellenwert im Rahmen der aktuellen Schwermetallemissionen. Die Summe der anthropogen verursachten Schwermetalleinträge beträgt heute weniger als 10 % der Gesamtemissionen der aktiven Bergbauperiode.
7. Ein räumlicher Zusammenhang zwischen Bergbauentwicklung und Schwermetallbelastung der Böden und Gewässer im Einzugsgebiet Süßer See konnte nachgewiesen werden. Dabei ist festzustellen, daß in den Gebieten mit der stärksten Konzentration an bergbaulichen Einrichtungen auch die Bevölkerungsdichte und die Dichte an infrastrukturellen Einrichtungen am höchsten ist. Aus dieser Überlagerung verschiedenster Emissionsquellen resultiert die in diesem Bereich höchste durchschnittliche Schwermetallbelastung der Böden und Gewässer.
8. Auf der Grundlage von geogenen Hintergrundwerten für Schwermetallgehalte im Boden konnte deren anthropogene Anreicherung charakterisiert werden. Mit Hilfe dieser Anreicherungs-faktoren erfolgte außerdem eine Beschreibung charakteristischer Muster der Schwermetallbelastung. Diese Belastungsmuster haben in den untersuchten Medien nahezu identische Ausprägungen.
9. Der aus dem Kupferschieferbergbau und der Verhüttung resultierende flächenhafte Einfluß auf die Schwermetallbelastung ist relativ eng begrenzt. So ist westlich des Kupferschieferausstrichs lediglich eine mittlere Schwermetallanreicherung im Boden gegenüber den geogenen Hintergrundwerten für Löß um den Faktor 3,5 festzustellen. Nach Osten hin, nimmt die flä-

chenhafte Schwermetallanreicherung im Boden bis zu der Zone zu, in der eine Konzentration von Bergbau, Verhüttung, Besiedlung und Infrastruktur zu verzeichnen ist (elementspezifische Schwermetallanreicherung um Faktoren zwischen 10 und 40). Östlich von Eisleben nimmt die flächenhafte Bodenbelastung stark ab, und erreicht in der Umgebung des Süßen See nahezu wieder die Ausgangswerte westlich des Kupferschieferausstrichs (Anreicherungsfaktoren zwischen 3 und 10).

10. Während des aktiven Bergbaus fungierten die Böden des Untersuchungsgebietes in erster Linie als Senke für Schwermetallemissionen aus Bergbau und Verhüttung. Außerdem nahmen die Böden auch die Rolle als Quelle des partikulär gebundenen Schwermetalleintrags in die Vorfluter ein. Heute müssen die Böden als dominierende Quelle des Schwermetalleintrags in die Gewässer des Untersuchungsgebietes angesehen werden. Es muß festgestellt werden, daß der Eintrag kontaminierter Sedimente in die Vorfluter in deren Ober- und Mittelläufen ein Ergebnis der zum Teil flächenhaften Bodenerosion ist.
11. Man kann davon ausgehen, daß der erosionsbedingte Schwermetalleintrag in die Gewässer ein Prozeß ist, der sich in mehreren Etappen vollzieht. Die dominierenden Emissionen der Hütten (Flugstäube, Gichtgase) wurden von den Böden flächenhaft akkumuliert. Nach der Stilllegung des Bergbaus wird nun die einstige Senke Boden zur Quelle der Gewässerbelastung mit Schwermetallen. Im Untersuchungszeitraum betrugen die an Feststoffe gebundenen Einträge an Cu, Pb und Zn in den Süßen See rund 7 100 kg/a. Demgegenüber stehen ca. 4 600 kg/a Lösungsfracht.
12. Die Gewässerbelastung im Einzugsgebiet des Süßen See mit gelösten Schwermetallen ist im wesentlichen auf die Einleitung kommunaler Abwässer und der Wasserhaltungsstollen des ehemaligen Kupferschieferbergbaus zurückzuführen. Aus diesen beiden Quellen resultieren über 75 % des Lösungseintrages an Schwermetallen in die Gewässer des Untersuchungsgebietes.
13. Der Anteil der in der vorliegenden Arbeit - als rezente Emissionsquellen - speziell betrachteten Bergehalden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus an der Schwermetallbelastung von Böden, Gewässern und deren Sedimenten im Einzugsgebiet des Süßen See muß dabei als sehr gering eingeschätzt werden. Hinzu kommt die Tatsache, daß die Schwermetalleinträge aus Bergehalden räumlich eng begrenzt sind.
14. Die Höhe der Schwermetallanreicherung im Haldensickerwasser ist vor allem von der Materialzusammensetzung (Emissionspotential) und dem Verwitterungszustand der Halden abhängig. So konnte festgestellt werden, daß die Konzentrationen von Schwermetallen im Sickerwasser stark verwitterter Altbergbauhalden um ein Mehrfaches höher als bei jungen Mischbergehalden sind.
15. Die Reichweite des Lösungstransportes an Schwermetallen wird von den sorptionsbestimmenden Bodeneigenschaften in der Umgebung der Halden beeinflusst. Im allgemeinen zeichnen sich die Böden des Untersuchungsgebietes durch ein gutes bis sehr gutes Puffer- und Speichervermögen gegenüber Schwermetallen aus. Diese Bodeneigenschaften bewirken die Akkumulation der aus den Halden ausgetragenen Schwermetalle in ihrer unmittelbaren Umgebung.
16. Trotz der zum Teil als sehr hoch einzustufenden Schwermetallgehalte der Böden (auf der Basis der geogenen Hintergrundwerte im Einzelfall Anreicherung um den Faktor 200) sind deren pflanzenverfügbaren und wasserlöslichen Anteile als allgemein gering einzuschätzen.
17. Die Bodenreaktion (pH-Wert) ist als dominierende Einflußgröße der Schwermetallbindung im Boden anzusehen. An einen Hangprofil konnten noch in rund 70 m Entfernung von der Halde erhöhte Zinkkonzentrationen im Hangwasser festgestellt werden. Die nachlieferbaren Gehalte an Zink im Boden betrugen hier bis zu 45 % des Gesamtgehaltes.
18. Bezüglich der Tiefenverteilung von Schwermetallen in den untersuchten Böden sind zwei charakteristische Muster zu unterscheiden. Die im Oberboden an organischer Substanz reichen, das Gebiet flächenhaft dominierenden Böden (Löß - Schwarzerde, Löß - Pararendzina, Löß - Parabraunerde) zeichnen sich durch ausgeprägte Tiefengradienten der Schwermetallgehalte aus. In den oberen 30 cm der Profile werden die Schwermetalle im wesentlichen akkumuliert.

Mit dem Übergang zum Ausgangssubstrat sinken die Metallgehalte in den Bereich der geogenen Hintergrundwerte ab. In den Auenböden spiegelt die diffuse Schwermetall - Tiefenverteilung die, durch wechselnden Grundwasserstände beeinflussten, Redoxverhältnisse wieder.

19. Unter den gegenwärtigen geochemischen Bedingungen ist eine Erhöhung der Emission, von Schwermetallen aus den Bergehalden sowie deren verstärkte Migration zum Oberflächengewässersystem oder zum Grundwasser hin, nicht zu erwarten. Dies ist vor allem auf die geringe Intensität der physikalischen Verwitterung unter den im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Witterungsbedingungen zurückzuführen. Jedoch muß man, in Anbetracht der allgemein zu verzeichnenden Versauerung von Landschaften, langfristig mit einer zunehmenden Remobilisierung derzeit fixierter Schwermetalle rechnen.
20. Die Schwermetallgehalte in den, an unterschiedlichen Hangpositionen einer Catena, untersuchten Pflanzen spiegeln die räumliche Verteilung der Schwermetalle im Boden wieder. Der Zusammenhang zwischen Verfügbarkeit der Schwermetalle im Boden und der Aufnahme durch Pflanzen ist damit erwiesen. Der Schwermetallentzug ist jedoch nur temporär, denn mit dem Laubfall werden dem Boden die entzogenen Schwermetalle wieder zugeführt.
21. Infolge der Filterung, Pufferung und Speicherung von Schwermetallen in den Böden, welche die Halden umgeben, weisen die Hangwässer die im Haldenbereich in die Gewässer übertreten, wesentlich geringere Schwermetallgehalte als am Haldenrand auf.
22. In den Gewässersedimenten wurde eine Zunahme der Schwermetallgehalte entlang der Halden festgestellt. Dies resultiert vor allem aus dem Eintrag von Haldenmaterial durch Rutschung.
23. Als Senke für den größten Teil der im Untersuchungsgebiet freigesetzten und in die Fließgewässer eingetragenen Nähr-, Schad- und Feststoffe fungiert der Süße See. Die Schwermetallgehalte im Seesediment entsprechen sowohl in ihrer Höhe als auch in ihrer Verteilung den in den Böden des Einzugsgebietes angetroffenen Verhältnissen.
24. Hier tritt jedoch ein für die ökologische Funktion des Süßen See folgenschwerer Antagonismus auf. Diese für die Fixierung von Schwermetallen im Seesediment günstigen Bedingungen können zu einer Rücklösung von partikulär gebundenen Phosphat führen, was den ohnehin schon stark eutrophierten See weiterhin belasten kann, ohne das neue Nährstoffe in den See eingetragen werden.
25. Eine Rücklösung der, im Seesediment fixierten, Schwermetalle ist aufgrund der Redoxbedingungen und des hohen Sulfatgehaltes nicht zu erwarten. Es ist davon auszugehen, daß die Metallbindung im Seesediment Mechanismen einer Lagerstättenbildung unterliegt, welche auch zur Entstehung des Kupferschieferflözes führten.
26. Als gebietsspezifische Besonderheit für die Schwermetallbindung in Auenböden und dem Seesediment muß Schwefel angesehen werden. Das Vorhandensein von Sulfat-Ionen bewirkt im Untersuchungsgebiet eine Schwermetallbindung. Unter reduzierenden Bedingungen werden schwerlösliche Metallsulfide gebildet. So sind die im Gegensatz zu den Gesamtgehalten geringen Lösungsgehalte der Sedimente und Auenböden an Schwermetallen unter reduzierenden Bedingungen zu erklären.
27. Die dargestellten Untersuchungsergebnisse zeigen, daß von den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet des Süßen Sees, trotz eines existierenden Potentials unter den gegenwärtigen geochemischen Bedingungen, kaum eine Gefährdung für die Böden und Gewässer hinsichtlich Schwermetalltoxizität ausgeht.

9 Literatur

- ALBRECHT, W. (1974): Einfluß des Kupferschieferbergbaus auf die hydrogeologischen Verhältnisse im Südwestteil der Mansfelder Mulde. *Geogr. Ber.*, 19, 2, 121 - 130.
- ALTERMANN, M. (1996): Bodenkennzeichnung für das Gebiet des zukünftigen Salzigen Sees. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Halle, 54. (unveröff.)
- ALTERMANN, M., G. HAASE, I. LIEBEROTH & R. RUSKE (1978): Lithologie, Genese und Verbreitung der Löß- und Schuttsedimente im Vorland der Skandinavischen Vereisungen. *Schr.-R. Geol. Wiss.*, 9, 231 - 255.
- ASCHE, N. & F. BEESE (1986): Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden. *Zschr. Pflanzenernähr. u. Bodenkde.*, 149, 172 - 180.
- ASG - GESELLSCHAFT FÜR BESEITIGUNG UND SANIERUNG VON ALTLASTEN (1994): Studie zur Verbesserung des Theisenschlammes. In: Manuskriptsammlung zum Fachkolloquium Theisenschlamm vom 07.12.1993, Mansfeld, 109 - 159.
- AURADA, K.D. (1970): Veränderungen der Abflußverhältnisse eines Flußgebietes durch bergbauliche Beeinflussung seit 1750. *Wasserwirtsch. - Wassertechn.*, 20, 12, 409 - 413.
- BAUMANN, L. & C.-D. WERNER (1981): Lagerstätten der Erze. In: Hohl, R. [Hrsg.]: Die Entwicklungsgeschichte der Erde. Leipzig, 460 - 471.
- BAXMANN, M. (1996): Die Modernisierung des Niederlausitzer Braunkohlenbergbaus und ihre Folgen. In: Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 27 - 36.
- BEHRENDT, H. (1995): Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Bösen Sieben. In: WASY - Gesellschaft für Wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung [Hrsg.]: Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet den Bösen Sieben. 2. Zwischenber. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Berlin, 36. (unveröff.)
- BLEI, W. & W. JUNG (1962): Über die anomalen Zechsteinprofile im Bereich der Mansfelder Mulde. *Freiberger Forschh. C*, 133, 1 - 51.
- BLUME, H.-P. et al. (1988): Beurteilung der Fähigkeit der Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. In: DVWK [Hrsg.]: Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen - T. 1. Merkbl., 212.
- BLUME, H.-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. Landsberg/Lech, 375.
- BLUME, H.-P. & G. BRÜMMER (1987): Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden mit einfachen Feldmethoden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 53, 111 - 117.
- BOR, J. & J. KRYZANOWSKI (1988): Ermittlung der Schwermetallmobilität im Boden. *Mainzer geowiss. Mitt.*, 17, 235 - 248.
- BÖTTCHER, M. (1977): Untersuchung der Starkniederschläge im Einzugsgebiet des Süßen Sees. *Forschungspraktikumsarb.*, Univ. Halle, 86. (unveröff.)
- BRENDEL, K. (1976): Technogen beeinflusste natürliche Subrosionssenkungen in der Mansfelder Mulde. *Zschr. Geol. Wiss.*, 4, 8, 1115 - 1133.
- BRENDEL, K. (1977): Die Bedeutung subrosionsbedingter Formenänderungen der Geländeoberfläche für die Bausubstanz, Landeskultur und Territorialplanung in der Mansfelder Mulde. *Hall. Jahrb. Geowiss.*, 1, 51 - 68.
- BRÜMMER, G. & U. HERMS (1983): Influence of soil reaction and organic matter on solubility of heavy metals in soils. In: Ulrich, B. & J. Pankrath [eds.]: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, New York, 233 - 243.
- BRÜNING, K. (1926): Der Bergbau im Harz und im Mansfeldschen. *Untersuchungen zu einer Wirtschaftsgeographie der Harzer Rohstoffe*, Braunschweig/Hamburg, 123.
- CISSARZ, A. (1930a): Quantitativ - spektralanalytische Untersuchung eines Mansfelder Kupferschieferprofils. *Chemie der Erde*. 5. Bd. Jena.
- CISSARZ, A. (1930b): Die durchschnittliche Zusammensetzung des Mansfelder Kupferschiefers. *Metall und Erz*, 27, 12, 316 - 319.
- CÖSTER, D. (1993): Ermittlung und Bewertung von Schwermetallgehalten ackerbaulich genutzter Böden in der Umgebung von Bergbauhalden des ehemaligen Mansfelder Kupferschieferbergbaus. *Dipl.-Arb.*, Univ. Halle, 112. (unveröff.)

- DÜES, G. (1987): Untersuchungen zu den Bindungsformen und ökologisch wirksamen Fraktionen ausgewählter toxischer Schwermetalle in ihrer Tiefenverteilung in Hamburger Böden. Diss., Univ. Hamburg.
- DVWK - DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (1988): Sanierung und Restaurierung von Seen. Merkbl., 212.
- EINBECK, E. (1932): Die Gestaltung der Bergbaulandschaft im Gebiet des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. Petermanns Geogr. Mitt., Erg.-H., 214, 101 - 112.
- EINBECK, E. (1933): Der Einfluß des Mansfelder Kupferschieferbergbaus auf das Landschaftsbild. Mein Mansfelder Land, 8, 146 ff., 158 ff., 183ff.
- EISENHUTH, K.-H. & E. KAUTZSCH (1954): Handbuch für den Kupferschieferbergbau. Leipzig, 242.
- FANTASNY, D. & K. BRENDL (1972): Rezente Erdfälle im Bezirk Halle im Zeitraum 1960 bis 1970 und ihre ingenieurgeologische Bedeutung. Ber. Dt. Ges. Geol. Wiss. A, 17, 2, 277 - 288.
- FIEDLER, H.-J. & H.J. RÖSLER (1993): Spurenelemente in der Umwelt. Jena/Stuttgart.
- FILIPINSKI, M., M. GRUPPE & E. PLUQUET (1991): Mobilität geogener und anthropogener Schwermetallgehalte. In: Rosenkranz, E., G. Einsele & H.-M. Harreß [Hrsg.]: Bodenschutz - Ergänzbares Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Berlin, Abschnitt 1530, 37 - 58.
- FILIPINSKI, M., E. PLUQUET & H. KUNTZE (1987): Löslichkeit anthropogen, pedogen und geogen angereicherter Schwermetalle: Lassen sich die unterschiedlichen Formen der Schwermetallanreicherung im Boden kennzeichnen? Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 55/I, 307 - 311.
- FILIUS, A. (1992): Schwermetall - Sorption und - Verlagerung in Böden. Diss., Univ. Braunschweig, 161.
- FLEIGE, H. & R. HINDEL (1991): Schwermetallverteilung in Bodenprofilen aus unterschiedlichen Ausgangsgesteinen und Unterscheidungskriterien zur Abgrenzung lithogener, pedogener und anthropogener Anteile. Texte Umweltbundesamt, Forschungsber. 10701001.
- FÖRSTNER, U. (1983): Bindungsformen von Schwermetallen in Sedimenten und Schlämmen: Sorption/Mobilisierung, chemische Extraktion und Bioverfügbarkeit. Fresenius, Zschr. Analyt. Chemie, 316, 604 - 611.
- FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen, Berlin/Heidelberg/New York.
- FÖRSTNER, U. & W. SALOMONS (1984): Mobilisierung von Schwermetallen bei Wechselwirkungen mit Sedimenten. In: Merian, E. [Hrsg.]: Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Weinheim et al.
- FRÜHAUF, M. (1983): Landschaftsökologische Untersuchungen der Boden- und Substratverhältnisse im östlichen Harzvorland und am Harzrand. Hall. Jahrb. Geowiss., 8, 83 - 92.
- FRÜHAUF, M. (1992): Zur Problematik und Methodik der Getrennterfassung geogener und anthropogener Schwermetallgehalte in Böden. Geoökodyn., 13, 97 - 120.
- FRÜHAUF, M. (1995): Landschaftliche Besonderheiten und Umweltprobleme im Mansfelder Land. Schr.-R. Ges. Deutschlandforsch., 46, 115 - 142.
- FRÜHAUF, M. & G. SCHMIDT (1996a): Natürliche und anthropogene Schwermetallquellen im ehemaligen Mansfelder Kupferschieferbergbaurevier: Entwicklung von Landnutzung und Umweltqualität in Mitteldeutschland. In: Sammelbd. z. Tagung an der Martin-Luther-Univ. Halle vom 21. und 22. Okt. 1996, 178 - 199.
- FRÜHAUF, M. & G. SCHMIDT (1996b): Analyse und Modellierung von Stoffeintrag, -transport und Schwermetallbelastung im Einzugsgebiet von Böser Sieben und Salzgraben, Abschlußber., DFG-Forschungsvorhaben Fr. 867/6 - 1; 6 - 2, 138. (unveröff.)
- FUCHSLOCH, N. (1996): „Rauchschäden“ im Mansfelder Land. Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. In: Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 117 - 124.
- FULDA, E. (1929): Zum Problem des Kupferschiefers. In: Jahrb. Preuß. Geol. Landesanst., 49, 995 - 1002.
- GERLACH, R. (1995): Kluftgebundene Mineralisation im subsalinen Tafeldeckgebirge des Harzvorlandes - Lagerstättentyp Mansfelder Rücken. In: Jankowski, G. [Hrsg.]: Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus, Clausthal-Zellerfeld, 29 - 33.
- GILLITZER, G. (1935): Durch welche Bedingungen oder Einflüsse sind die Metallanreicherungen im Mitteldeutschen Kupferschiefer Gebildet worden? Metalle und Erz, 32, 22, 533 - 542.
- GILLITZER, G. (1936): Die Geologie der Erzanreicherung im mitteldeutschen Kupferschiefer. Jahrb. Hall. Verb. Erforsch. mitteldt. Bodenschätze u. ihre Verwert., 15, 9 - 28.

- GISI, U. (1990): Bodenökologie. Stuttgart.
- GOLDENBERG, G. (1993): Frühe Umweltbelastungen durch Bergbau und Hüttenwesen. In: Steuer, H. [Hrsg.]: *Alter Bergbau in Deutschland*, Stuttgart, 107 - 113.
- GRUHN, A. et al. (1985): Die Rolle der gelösten organischen Substanz beim Transport von Schwermetallen in der ungesättigten Bodenzone. *Zschr. Dt. Geol. Ges.*, 136, 417 - 427.
- GRUPE, M. (1989): Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 59/II, 895 - 896.
- GRYSCHKO, R. et al. (1995): Schwermetallaufnahme durch Gemüsepflanzen auf „Schlackeböden“. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 76, 277 - 280.
- HAPKE, H.-J. (1984): Metallbelastungen von Futter- und Lebensmitteln, Akkumulation in der Nahrungskette. In: Merian, E. [Hrsg.]: *Metalle in der Umwelt*, Weinheim et al., 35 - 43.
- HARRES, H.-P., M. HÖLLWARTH & O. SEUFFERT (1987): Altlasten besonderer Art - Erzgewinnung in Sardinien und Schwermetallbelastung - Eine Untersuchung am Beispiel des Riu sa Duchessa. *Geoökodyn.*, 8, 1, 1 - 48.
- HASSENPLUG, W. (1990): Schutz durch Erziehung. In: Blume, H.-P. [Hrsg.]: *Handbuch des Bodenschutzes*. Landsberg/Lech, 648 - 652.
- HEINRICH, B. (1993): Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Süßen Sees. In: STAU - Staatliches Amt für Umweltschutz Halle/S.: *Der Süße See - Das Blaue Auge des Mansfelder Landes*. Veröff., 2, 35 - 39.
- HENTSCHEL, P. (1977): Probleme der Wiedernutzbarmachung von Halden des Kupferschieferbergbaus. *Technik u. Umweltschutz*, 18, 164 - 171.
- HERMS, U. & G. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung im Boden. *Zschr. Pflanzenernähr. u. Bodenkde.*, 147, 400 - 424.
- HILDMANN, E. (1996): Bergbaufolgelandschaften - Zeugen des Braunkohlenbergbaus in Mitteldeutschland. In: *Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland*. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 57 - 62.
- HOEHN, E. et al. (1996): Limnologisches Gutachten Süßer See. 2. Zwischenber. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Freiburg, 192. (unveröff.)
- HOFFMANN, G. & P. SCHWIEGER (1981): Entnahme von Boden- und Pflanzenproben zur Untersuchung von Schwermetallen. *Staub - Reinhaltung der Luft*, 41, 11, 443 - 444.
- HÖLLWARTH, M. (1989): Schwermetalle in Pflanzen. In: Seuffert, O. [Hrsg.]: *Geoöko - Test 1*, Darmstädter Kleingartenanlagen - Entwicklung, Nutzung und Belastung aus soziologischer und geoökologischer Sicht, Bensheim, 81 - 86.
- HORNBURG, V. (1991): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Cadmium, Zink, Mangan, Blei und Kupfer in Böden. *Bonner Bodenkdl. Abh.*, 2.
- HORNBURG, V. & G. BRÜMMER (1989): Untersuchungen zur Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 59/II, 727 - 731.
- HORNBURG, V. & G. BRÜMMER (1993): Verhalten von Schwermetallen in Böden - 1. Untersuchungen zur Schwermetallmobilität. *Zschr. Pflanzenernähr. u. Bodenkde.*, 156, 467 - 477.
- HOYNINGEN-HUENE, E. v. (1990): Perm. In: Hohl, R. [Hrsg.]: *Die Entwicklungsgeschichte der Erde*. Leipzig, 340 - 352.
- JANKOWSKI, G. (1964): Die Tertiärbecken des südöstlichen Harzvorlandes und ihre Beziehungen zur Subrosion. *Geol., Beih.*, 43.
- JANKOWSKI, G. (1995): Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus. *Clausthal-Zellerfeld*, 366.
- JANKOWSKI, G. (1996): Die Mansfelder Kupferschieferbergbauhalden in den verschiedenen Betriebsperioden und deren Einfluß auf die Umwelt. In: *Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland*. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 89 - 94.
- JANKOWSKI, G. & G. KNITZSCHKE, G. (1995): Die Geologischen Verhältnisse - Einführung. In: Jankowski, G. [Hrsg.]: *Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus*, Clausthal-Zellerfeld, 2 - 29.
- JUNG, W. & K. LIEBISCH (1966): Die Grubenhydrologie in der Mansfelder Mulde. *Zschr. angew. Geol.*, 12, 10, 511 - 521.
- JUNG, W. & M. SPILKER (1972): Hydrologische Probleme beim Wasseranstau in der Mansfelder Mulde. *Zschr. angew. Geol.*, 18, 1, 17 - 21.
- KAUTZSCH, E. (1956): Hydrogeologische Probleme im Mansfelder und Sangerhäuser Kupferschieferbergbau. *Bergbautechnik*, 3, 134 - 143.

- KIEL, K. (1958): Wasserversorgung und Wasserhaltung der Mansfelder Mulde unter Berücksichtigung der geologisch-hydrologischen Verhältnisse. Neue Hütte, 3 - 10, 577 - 585.
- KISTEMANN, E. (1991): Denkmäler des Erzbergbaus und ihre Berücksichtigung bei der Planung im Bergischen Blei-Zink-Bezirk. Ber. dt. Landeskde., 65/2, 441 - 460.
- KLETTE, W. (1996): Die Kupferproduktion im Mansfelder Land und ihre Auswirkungen auf die Umwelt. In: Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 95 - 110.
- KLINGER, D. (1996) Halden des Altbergbaus im Mansfelder Land als Schwermetallemitenten. Dipl. Arb., Univ. Halle, 72. (unveröff.)
- KNITZSCHKE, G. (1961): Vererzung, Haupt- und Spurenelemente des Kupferschiefers in der Sangerhäuser Mulde. Zschr. angew. Geol., 7, 7, 349 - 356.
- KNITZSCHKE, G. (1966): Zur Erzmineralisation, Petrographie, Hauptmetall- und Spurenelementführung des Kupferschiefers im südöstlichen Harzvorland. Freiburger Forsch.-H. C, 207, 167.
- KNITZSCHKE, G. (1995): Metall- und Produktionsbilanz für die Kupferschieferlagerstätte im östlichen Harzvorland. In: Jankowski, G. [Hrsg.]: Zur Geschichte des Mansfelder Kupferschieferbergbaus, Clausthal-Zellerfeld, 270 - 284.
- KÖNIG, N., P. BACCHINI & B. ULRICH (1985): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden. Zschr. Pflanzenernähr. u. Bodenkde., 149, 68 - 82.
- KRETZSCHMAR, R. (1990): Wassererosion. In: Blume, H.-P. [Hrsg.]: Handbuch des Bodenschutzes, Landsberg/Lech, 182 - 199.
- KRUMBIEGEL, G. & M. SCHWAB (1974): Saalestadt Halle und Umgebung - Ein geologischer Führer. T. 1: Geologische Grundlagen. Halle, 98.
- KUNTZE, H. et al. (1991): Empfindlichkeit der Böden gegenüber geogenen und anthropogenen Gehalten an Schwermetallen - Empfehlungen für die Praxis. In: Rosenkranz, D., G. Einsele & H.-M. Harreß [Hrsg.]: Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser, Berlin, Abschnitt 1530, 1 - 86.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN & G. SCHWERTFEGER (1994): Bodenkunde. Stuttgart, 278.
- LAHMANN, E. & K. JANDER [Hrsg.] (1987): Schwermetalle in der Umwelt. Umwelthygienische und gesundheitliche Aspekte. Schr.-R. Ver. WaBoLu, 74.
- LAMPING, H. (1983): Bergbauliche und landwirtschaftliche Raumerschließung in Australien. Zschr. Wirtschaftsgeogr., 2, 65 - 85.
- LAMPING, H. (1985): Bergbau soll tote Mitte Australiens erschließen. Geogr. Rdsch., 37, 1, 11 - 17.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1993): Gewässgütebericht Sachsen-Anhalt. Halle, 86.
- LESER, H. et al. (1991): DIERCKE-Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. Bd. 1: A - M. Braunschweig, 422.
- LICHTFUß, R. (1985): Korngrößenfraktionierung zur Bestimmung der minerogenen Spurenelementgehalte in Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 43/I, 409 - 414.
- LICHTFUß, R. (1988): Geogene, pedogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Böden. In: DECHEMA - Arbeitsgruppe Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz [Hrsg.]: Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden, Frankfurt, 119 - 135.
- LICHTFUß, R. & G. BRÜMMER (1977): Schwermetallgehalte von Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer (Elbe, Trave, Eider, Schwentine). Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 25, 209 - 216.
- LIEBISCH, K. (1965): Die untertägigen Wasserzuflüsse der Mansfelder Mulde. Mitt. Kammer d. Technik, 5, 12 - 26.
- LIEBISCH, K. & W. REMUS (1966): Ergebnisse von Färbversuchen im Kupferschieferbergbau der Mansfelder Mulde. Zschr. angew. Geol., 12, 256 - 262.
- LORENZ, B. (1996): Der Kupferschieferausstrich am östlichen Harzrand und seine Auswirkungen auf die Bodenschwermetallgehalte. Dipl.-Arb., Univ. Frankfurt/M., 92. (unveröff.)
- LORENZ, R. (1994): Erfahrungen, Versuche und Projekte zur Theisenschlammverwertung. In: Manuskriptsamml. z. Fachkolloq. Theisenschlamm vom 07.12.1993, Mansfeld, 9 - 53.
- LORENZ, S. (1962): Wassereinbrüche im Mansfelder Kupferschieferbergbau. Zschr. angew. Geol., 8, 6, 310 - 316.

- LUX, W. (1981): Gesamtgehalte von Schwermetallen (As, Pb, Cu, Zn) in Böden und Pflanzen im Südosten Hamburgs. *Landwirtschaftl. Forsch.*, 38, 363 - 372.
- MATSCHULLAT, J., N. NIEHOFF & K.-H. PÖRTGE (1991): Zur Element - Dispersion an Flußsedimenten der Oker (Niedersachsen); Röntgenfluoreszenz - spektrometrische Untersuchungen. *Zschr. Dt. Geol. Ges.*, 142, 339 - 349.
- MATSCHULLAT, J., N. NIEHOFF & K.-H. PÖRTGE (1992): Bergbau- und Zivilisationsgeschichte des Harzes am Beispiel eines Auelehmprofils der Oker (Niedersachsen). *Neue Bergbautechnik*, 22, 8, 322 - 326.
- MEISER, K. (1993): Bergehalden im Saarland. Dokumentation. *Geogr. Rdsch.*, 45, 6, 374 - 376.
- MERIAN, E. (1984): Schwermetalle in der Umwelt. Weinheim et al., 475.
- METEOROLOGISCHER UND HYDROLOGISCHER DIENST DER DDR (1961): Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der DDR. Berlin.
- MEYER, D.E. (1986): Massenverlagerungen durch Rohstoffgewinnung und ihre umweltgeologischen Folgen. *Zschr. Dt. Geol. Ges.*, 137, 177 - 193.
- MEYER, D.E. & H. WIGGERING (1991): Steinkohlenbergbau - ökologische Folgen, Risiken und Chancen. In: Wiggering, H. & M. Kerth [Hrsg.]: *Bergehalden des Steinkohlenbergbaus*. Braunschweig/Wiesbaden, 1 - 8.
- MEYNEN, E. & J. SCHMITTHÜSEN (1959): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Bundesanstalt für Landeskunde und Deutsches Institut für Länderkunde, Veröff., 6.
- MOLEK, H. (1976): Senkungs- und Bruchvorgänge im Salzkarst. *Zschr. Geol. Wiss.*, 4, 8, 1135 - 1147.
- MÜCKE, E. (1961): Formen der Salzauslaugung am Nordrand des Süßen Sees. *Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch.*, 1, 1, 39 - 55.
- MÜLLER, A., T. ZUMBROICH & U. HERWEG (1992): Schwermetallbelastung von Auenböden im Bergischen Blei-Zink-Erzbezirk. *LÖLF-Mitt.*, 1, 29 - 33.
- MUN - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1993): *Landschaftsprogramm für das Land Sachsen-Anhalt*. 3 Bde. Halle.
- MUN - MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ DES LANDES SACHSEN-ANHALT (1994): *UMWELT - Umweltbericht 1993 des Landes Sachsen-Anhalt*. Halle.
- NEHRING, D. & A. WILDE (1982): Untersuchungen über den atmosphärischen Nährstoffeintrag in die Ostsee. *Acta hydrochimia-hydrobiologia*, 10, 1, 89 - 100.
- NEUB, E. & D. ZÜHLKE [Bearb.] (1982): *Mansfelder Land: Ergebnisse der heimatkundlichen Bestandsaufnahme im Gebiet um Leimbach, Friedeburg, Mansfeld, Lutherstadt Eisleben, Dederstedt, Holdenstedt, Hornburg und Seeburg*. Berlin, 240. (= Werte unserer Heimat; Bd. 38)
- NOELL UMWELTDIENSTE GmbH (1993): *Umweltschutzpilotprojekt. Mansfeld AG*. (unveröff.)
- NOLTE, C. & W. WERNER (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässer des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. *Agrarspektrum*, 19, Frankfurt/M., 231.
- OCKERT, G. (1993): Ergebnisse limnologischer Untersuchungen des Süßen Sees im Zeitraum 1957 - 1960. In: STAU - Staatliches Amt für Umweltschutz Halle/S.: *Der Süße See - Das Blaue Auge des Mansfelder Landes*. Veröff., 2, 22 - 29.
- ORTLIEB, R. (1994): Über die Schutzwürdigkeit der Mansfelder Bergbauhaldenlandschaft. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 31, 2, 3 - 10.
- PbS - PROJEKTGRUPPE FÜR BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHE STUDIEN (1993): *Standortanalyse zur Industrieansiedlung im Mansfelder Land*. Eisleben.
- PEUKERT, V. & C. PANNING (1975): Einfluß anorganischer Luftverunreinigungen auf die Wasserbeschaffenheit von Talsperren. *Acta hydrochimia-hydrobiologia*, 3, 5/6, 545 - 552.
- PFÜTZNER, B. et al. (1994): Hydrologisches Modell für das Einzugsgebiet des Süßen Sees. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Berlin, 85. (unveröff.)
- PLANCK, D. (1993): Bergbauspuren - eine neue Kategorie von archäologischen Bodendenkmälern. In: Steuer, H. [Hrsg.]: *Alter Bergbau in Deutschland*, Stuttgart, 114 - 116.
- PLOUQUET, E. & H. KUNTZE (1982): Einfluß von Schwermetallen im Boden auf Pflanzenertrag und Gehalt in Abhängigkeit vom Boden - pH- und Tongehalt. *Landwirtschaftl. Forsch.*, Sonderh., 39, 112 - 123.
- POGGEL, M. (1995): Schwermetalle in den Bachsedimenten des Dippelsbaches und der Bösen Sieben im Mansfelder Kupferschieferrevier. *Dipl.-Arb.*, Univ. Köln., 107. (unveröff.)
- RADERSCHALL, R. (1993): Stoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet der Hunte - Ursachen und Sanierungsbedarf. *Wasser u. Boden*, 8, 625 - 628.

- RAT DES BEZIRKES HALLE (1989): Umweltbericht des Bezirkes Halle 1989. Halle.
- RUPPERT, H. (1991): Zur Problematik der Abschätzung anthropogener Stoffgehalte in Böden am Beispiel von Schwermetallen. Fachber. Bayerischen geol. Landesamt, 6, 39 - 55.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, 278.
- SCHIMMING, C.-G. (1990): Kontamination von Böden - Belastung mit Metallen. In: Blume, H.-P. [Hrsg.]: Handbuch des Bodenschutzes, Landsberg/Lech, 258 - 298.
- SCHLEICHER, P. (1980): Schwebstoffuntersuchungen in der Bösen Sieben und ihren Zuflüssen - Ein Beitrag zur Feststoffumlagerung im Einzugsgebiet des Süßen See bei Eisleben. Dipl.-Arb., Univ. Halle. (unveröff.)
- SCHMIDT, G. (1993a): Bodenerosion und diffuse Stoffeintrag in das Vorflutsystem des Süßen Sees unter besonderer Berücksichtigung der Schwermetалldynamik. Staatliches Amt für Umweltschutz Halle (Saale), Veröff., 2, 40 - 51.
- SCHMIDT, G. (1993b): Konzentration und Verteilung von Cu, Pb und Zn in der Umgebung ausgewählter Kupferschieferbergbauhalden des Mansfelder Landes. In: Mengen- und Spurenelemente, 13. Arbeitstagung zur Bedeutung der Mengen- und Spurenelemente, Tagungsbd., Jena, 188 - 195.
- SCHMIDT, G. (1995): Der Mansfelder Kupferschieferbergbau im Einzugsgebiet des Süßen Sees - Geologische Voraussetzungen, Kulturlandschaftswandel und ökologische Probleme. Ber. dt. Landeskde., 69/1, 93 - 110.
- SCHMIDT, G., M. ZIERDT & M. FRÜHAUF (1992): Die wassergebundene Schwermetallemission aus Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus in das Vorflutsystem des Süßen Sees. Geoökodyn., 13, 2, 153 - 172.
- SCHNEIDER, F.K. (1982): Untersuchungen über den Gehalt an Blei und anderen Schwermetallen in den Böden und Halden des Raumes Stolberg (Rheinland). Geol. Jahrb. D, 53, 3 - 31.
- SCHÖPEL, M. & J. THEIN (1991): Stoffaustrag aus Bergehalden. In: Wiggering, H. & M. Kerth [Hrsg.]: Bergehalden des Steinkohlenbergbaus, Wiesbaden, 115 - 128.
- SCHRECK, P. (1996): Zur Mobilisierung und Verbreitung von Schadstoffen aus den Halden des Mansfelder Kupferschieferbergbaus im Mansfelder Land. In: Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 111 - 116.
- SCHRÖDER, H. (1986): Allgemein-geographische Charakteristik der natürlichen Verhältnisse des südöstlichen Harzvorlandes. Hercynia, 23, 1, 1 - 14.
- SCHUBERT, R. (1954): Schwermetallpflanzen des östlichen Harzvorlandes. Wiss. Zschr. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, 3, 1, 51 - 70.
- SCHULZ, D. & H. WIGGERING (1991): Die industrielle Entwicklung des Steinkohlenbergbaus und der Anfall von Bergematerial. In: Wiggering, H. & M. Kerth [Hrsg.]: Bergehalden des Steinkohlenbergbaus, Braunschweig/Wiesbaden, 9 - 20.
- SCHUMANN, A. & J. MÜLLER (1995): Klimatologische Kennzeichnung des Mitteldeutschen Trockengebietes. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 77, 43 - 48.
- SCHWAB, M. (1974): Der Aufbau des geologischen Untergrundes von Halle - Die Ausbildung, Entstehung Lagerung und Verbreitung der Gesteine. In: Krumbiegel, G. & M. Schwab [Hrsg.]: Saalestadt Halle und Umgebung - Ein geologischer Führer. T. 1: Geologische Grundlagen, Halle, 13 - 18.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL & M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Stuttgart, 64.
- SIEGHARDT, H. (1987): Schwermetall- und Nährelementgehalte von Pflanzen und Bodenproben schwermetallhaltiger Halden im Raum Bleiberg in Kärnten (Österreich). Zschr. Pflanzenernähr. u. Bodenkde., 150, 129 - 134.
- SPIPKER, M. (1996): Abflußmessungen und Probenahmen an den Stollen des Kupferschieferbergbaus in der Mansfelder Mulde. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Sangerhausen, 26. (unveröff.)
- SPRINGER, L. (1993): Projekt Süßer See. Untersuchungsber. Fa. Dr. Weßling zur Sedimentuntersuchung im Süßen See. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Halle, 36. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE (1994): Wassergütebericht 1993 - Regierungsbezirk Halle. Halle.
- STEINER, W. & O. WAGENBRETH (1989): Geologische Streifzüge: Von Kap Arkona bis zum Fichtelberg. Leipzig.

- STEINKAMM, U. (1994): Verarbeitungsstudien in der Vergangenheit und Marktchancen für Produkte aus Theisenschlamm. In: Manuskriptsamml. z. Fachkolloq. Theisenschlamm vom 07.12.1993, Mansfeld, 170 - 190.
- STOYE, H. (1975): Untersuchungen des Wirkungskomplexes „Schwermetallmetabolismus - landwirtschaftliche Ertragslage“ unter besonderer Berücksichtigung pedologischer und morphologischer Parameter am Beispiel des Untersuchungsgebietes Helbra. Dipl.-Arb., Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg, 113. (unveröff.)
- SUDERLAU, G., K. BRENDL, F. KAMMERER & H. SCHOOF (1972): 15 Jahre Senkungsmessungen in der Mansfelder Mulde und ihre Bedeutung für den vorbeugenden Katastrophenschutz. Ber. Dt. Ges. Geol. Wiss. A, 17, 2, 289 - 299.
- THOMAS, M. (1980): Feststoffumlagerungen im Einzugsgebiet des Süßen See, Forschungsber., Martin-Luther-Universität Halle. (unveröff.)
- TÜV BAYERN und L. U. B. - LURGI UMWELTBETEILIGUNGSGESELLSCHAFT [Hrsg.] (1991): Abschlußbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Umweltsanierung des Großraumes Mansfeld“. Eisleben, 1142.
- VETTER, H. (1982): Schwermetalle in der Nahrungskette - Belastungsgrenzen für Pflanzen. Landwirtschaftl. Forsch., Sonderh., 39.
- VOGEL, W. (1976): Die Beziehung zwischen dem austreichenden Kupferschieferflöz und den Schwermetallgehalten in Hauptsedimenten und Böden im südlichen Harzvorland (Gemarkung Pölsfeld) und ihr Einfluß auf die Landwirtschaftliche Nutzung. Dipl.-Arb., Univ. Halle., 78.
- WAGENBRETH, O. (1973): Zur landeskulturellen Erhaltung von Bergbauhalden. Geogr. Ber., 68, 3, 196 - 205.
- WAGENBRETH, O. (1990): Bergbau im Erzgebirge. Leipzig.
- WAGENBRETH, O. (1996): Zum Landschaftsbild der Bergreviere vor, während und nach dem Bergbau. In: Bergbau und Umweltgeschichte in Mitteldeutschland. Sammelbd. z. Kolloq. an der Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg am 07.03.1996, 77 - 88.
- WALTHER, M. (1996): Sediment- und Biostratigraphie der Bohrungen Süßer See, Gr. Wumm See und Grubensee. Forschungsber. (unveröff.)
- WANKA, R. (1993): Die Wasserbeschaffenheit des Süßen Sees und seiner Zuflüsse. In: STAU - Staatliches Amt für Umweltschutz Halle/S.: Der Süße See - Das Blaue Auge des Mansfelder Landes. Veröff., 2, 13 - 17.
- WEDEPOHL, K.H. (1984): Die Zusammensetzung der oberen Erdkruste und der natürliche Kreislauf ausgewählter Metalle: Ressourcen. In: Merian, E. [Hrsg.]: Metalle in der Umwelt, Weinheim et al., 1 - 10.
- WERNER, W. et al. (1990): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Oberflächengewässer über diffusen Stoffeintrag. In: Hamm, A. [Hrsg.]: Studie über die Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Umweltbundesamt - Forschungsvorhaben Wasser 102 04 356/03, Berlin, 665 - 764.
- WERNER, W. & H.-W. OHLFS (1990): Stickstoff- und Phosphorbelastung der Fließgewässer aus der Land(wirt)schaft und die Möglichkeiten zu ihrer Verringerung. Wasser Berlin '89, 489 - 501.
- WIDMOSER, P. (1990): Umlagerungen in und an offenen Gewässern. In: Blume, H.-P. [Hrsg.]: Handbuch des Bodenschutzes, 220 - 224.
- WIGGERING, H. & M. KERTH [Hrsg.] (1991): Bergehalden des Steinkohlenbergbaus. Beanspruchung und Veränderung eines industriellen Ballungsraumes, Braunschweig/Wiesbaden, 247.
- ZAUNER, G. et al. (1993): Gesteine als Quelle von Schwermetallen in Böden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 72, 477 - 480.
- ZEIEN, H. (1995): Chemische Extraktionen zur Bestimmung der Bindungsformen von Schwermetallen in Böden. Bonner Bodenkdl. Abh., 17, Dissertation, Univ. Bonn, 235.
- ZIERDT, K. (1991): Untersuchungen zur geogenen und anthropogenen Schwermetallbelastung ausgewählter Hallescher Böden. Diss., Univ. Halle.
- ZIERDT, M. & G. SCHMIDT (1996): Untersuchungen zum Abflußverhalten und der Oberflächenwassergüte im Einzugsgebiet Wilder Graben. Gutachten im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umweltschutz Halle (STAU), Halle, 53. (unveröff.)
- ZINKE, G. (1993): Die natürlichen Verhältnisse des Einzugsgebietes der Bösen Sieben unter Berücksichtigung der Mansfelder Seen. STAU - Staatliches Amt für Umweltschutz Halle/S.: Der Süße See - Das Blaue Auge des Mansfelder Landes. Veröff., 2, 8 - 12.
- ZUMANN, R. & W. KELM (1993): Luftbelastung durch Gase und Dämpfe. In: Noell Umweltdienste GmbH [Hrsg.]: Umweltpilotprojekt Mansfeld AG. (unveröff.)

ZUMBROICH, T., U. HERWEG & A. MÜLLER (1994): Zur Schwermetallbelastung von Nutzpflanzen in einer Region mit ehemaligem Erzbergbau. Wasser u. Boden, 1, 26 - 30.

10 Quellen

- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1993): Gewässergütedaten für die Fließgewässer im Einzugsgebiet Süßer See. Jahresauswertung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1994): Gewässergütedaten für die Fließgewässer im Einzugsgebiet Süßer See. Jahresauswertung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1995a): Gewässergütedaten für die Fließgewässer im Einzugsgebiet Süßer See. Jahresauswertung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1995b): Schlammabtragungen im Süßen See. Hausmitteilung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1995c): Phosphordynamik in Wasser - Sediment - Gemischen des Süßen Sees vom 04.05.1995. Hausmitteilung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1996a): Gewässergütedaten für den Süßen See. Jahresauswertung. (unveröff.)
- STAU - STAATLICHES AMT FÜR UMWELTSCHUTZ HALLE/S. (1996b): Anschlußgrad an eine zentrale Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet Salza, Hausmitteilung. (unveröff.)
- VIEHL, W. (1992): Mündliche Mitteilungen zur Rohhütte Helbra.
- WANKA, R. (1996): Mündliche Mitteilung über die Aluminiumsulfateinleitung in Böse Sieben und Salzgraben.
- WORDELMANN, H. (1993): Mündliche Mitteilungen zum Haldenverzeichnis der Mansfelder Kupferschieferbergbau GmbH.

11 Karten

- Topographische Karte 1:100.000
 Regionalkarte 4 Sachsen-Anhalt, Raum Halle Merseburg, Harzvorland, Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt, Halle 1995
- Topographische Karte 1:50.000
 Kreiskarte Landkreis Mansfelder Land, Landesamt für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt, Halle 1995
- Topographische Karten 1:25.000
- | | |
|---------------------------|-------------|
| Blatt M - 32 - 23 - B - d | Helbra |
| Blatt M - 32 - 23 - D - b | Holdenstedt |
| Blatt M - 32 - 24 - A - c | Eisleben |
| Blatt M - 32 - 24 - A - d | Höhnstedt |
| Blatt M - 32 - 24 - C - a | Farnstädt |
| Blatt M - 32 - 24 - C - b | Schraplau |
- Militärtopographischer Dienst der DDR, Halle 1988

Autor

Gerd Schmidt wurde am 28. Dezember 1964 in Bad Frankenhausen (Thüringen) geboren. Seine Schulbildung erfolgte von 1971 an in Ringleben (Thüringen) und ab 1980 in Halle, wo er 1984 auch seine Reifeprüfung ablegte. Danach folgten zwei Jahre mit wechselnden Tätigkeiten bis er 1986 das Studium der Geographie und der russischen Sprache für das Lehramt an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg aufnahm. In diesem Rahmen absolvierte Herr Schmidt von 1988 bis 1989 ein einjähriges Auslandsstudium in Voronez (Russland). 1991 schloß er sein Studium mit dem Ersten Staatsexamen für das Lehramt an Sekundarschulen und einem Diplom für das Sachgebiet physische Geographie ab. Im gleichen Jahr erhielt Herr Schmidt ein Stipendium der Studienstiftung des deutschen Volkes. In dieser Zeit arbeitete er an speziellen Problemen der Boden- und Gewässerbelastung in Altbergbaugebieten. Der Stipendiatenzeit folgte 1993 die Mitarbeit in einem von der Deutschen Forschungsgemeinschaft geförderten Forschungsprojekt zur Stoffdynamik in bergbaulich geprägten Gewässereinzugsgebieten des Mansfelder Landes. Nach Abschluß des Forschungsvorhabens nahm Herr Schmidt 1996 eine Tätigkeit beim Staatlichen Amt für Umweltschutz Halle in der Abteilung Gewässerschutz auf. 1997 promovierte er zum Dr. rer. nat. Seit 1997 ist der Autor wieder Mitarbeiter am Institut für Geographie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.